Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2013/086

Région du Québec

Rapport intégré de l'initiative de recherche écosystémique (IRÉ) de la région du Québec pour le projet : les espèces fourragères responsables de la présence des rorquals dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent

Gagné, J.A., Ouellet, P., Savenkoff, C., Galbraith, P. S., Bui, A. O. V. et Bourassa, M.-N.
Éditeurs

Direction régionale des Sciences
Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Novembre 2013

Canada

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013
ISSN 1919-5044

La présente publication doit être citée comme suit :

Gagné, J.A., Ouellet, P., Savenkoff, C., Galbraith, P.S., Bui, A.O.V. et Bourassa, M.-N. Éd. 2013. Rapport intégré de l'initiative de recherche écosystémique (IRÉ) de la région du Québec pour le projet : les espèces fourragères responsables de la présence des rorquals dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/086. vi + 181 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VI

PRÉFACE 1

1. PRÉSENTATION DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT 4

1.1 Caractéristiques géographiques 4

1.2 Caractéristiques physico-chimiques 4

1.3 Pressions anthropiques 6

1.4 Parc marin et zones de protection marines 7

2. ÉCOSYSTÈME DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT 7

2.1 Diversité des communautés : distribution et abondance des espèces 7

2.1.1 Phytoplancton et zooplancton 7

2.1.2 Ichtyoplancton 12

2.1.3 Poissons et macroinvertébrés : tendances dans l'abondance et la biomasse 15

2.1.4 Mammifères marins 16

2.2 L'EMSL, un habitat important pour les baleines? 23

3. FACTEURS ET PROCESSUS CLÉS DÉTERMINANT L'ABONDANCE ET LA DISTRIBUTION DU KRILL DANS LA DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DE LA DISTRIBUTION DU RORQUAL BLEU 24

3.1 Zone d'agrégation du krill dans l'EMSL 24

3.2 Patron de distribution spatiale du krill et variabilité interannuelle d'abondance 25

3.2.1 Étude à grande échelle 25

3.2.2 Relevés à l'échelle régionale 25

3.2.3 Régions d'accumulation du krill et agrégations 28

3.3 Profondeur diurne du centre de masse du krill et ses implications pour les variations interannuelles du transport du krill dans l'EMSL 30

3.4 Transport/échange entre le golfe et l'Estuaire 35

3.4.1 Approvisionnement de l'estuaire depuis le golfe : courants et transport du krill 35

3.4.2 Patron saisonnier de transport du krill dans l'EMSL : un convoyeur avec halte de ravitaillement 39

4. INTERACTIONS TROPHIQUES 42

4.1 InteractionS krill-rorqual bleu 42

4.1.1 État des connaissances 42

4.1.2 Le rôle structurant du krill dans la distribution, le déplacement et le comportement d'alimentation des rorquals bleus dans l'EMSL et les eaux adjacentes 44
4.2 Modèle simplifié de l'écosystème : relations trophiques reliées au krill 50
5. PRESSIONS ET VUNÉRABILITÉS DU SYSTÈME 52
5.1 Variabilité des conditions océanographiques physiques 52
5.1.1 Débit, stratification et circulation estuarienne 52
5.1.2 Température de surface 53
5.1.3 Température de la couche intermédiaire froide 53
5.1.4 Température de la couche profonde 54
5.2 Enjeux 'émergeant' (ex. hypoxie, acidification, changements climatiques) 54
5.3 Évaluation du rôle de l'activité humaine 55
5.3.1 Bruit, navigation 55
5.3.2 Tendances dans les débarquements de poissons et de macroinvertébrés 59
5.3.3 Contaminants 60
5.3.4 Influence des activités anthropiques sur les échouages de mammifères marins 61
6. MISE EN APPLICATION, LIMITES ET RECOMMANDATIONS 62
6.1. Mise en application de l'IRE et perspectives 62
6.2. Les limites : imprévus et manque de connaissances 63
6.3. Recommandations 65
RÉFÉRENCES 66
TABLEAUX 83
FIGURES 98

RÉSUMÉ

Ces dernières années, le concept d'approche écosystémique a été avancé mondialement comme une solution possible aux problématiques de gestion liées à la détérioration des écosystèmes marins et de leurs ressources découlant de l'activité humaine, incluant les pêches, le développement industriel, l'aquaculture, etc. En 2007, le ministère des Pêches et Océans a développé plusieurs initiatives scientifiques régionales afin de tester l'application de l'approche écosystémique.

L'estuaire maritime du Saint-Laurent constitue le cadre d'une de ces initiatives de recherche écosystémique (IRÉ). C'est une région de forte production biologique et elle fait l'objet d'une vaste gamme de pressions et d'utilisations humaines pouvant avoir un impact dommageable sur l'intégrité et l'utilisation durable de cet écosystème. Lors d'ateliers de consultations incluant la participation à la fois de scientifiques, de clients internes et externes et de gestionnaires, deux thématiques prioritaires ont été retenues pour les fins d'un projet pilote visant à tester la mise en œuvre de cette IRÉ, soit : (1) les habitats estivaux fréquentés par la population de bélugas qui y réside toute l'année, et (2) les processus écologiques/océanographiques responsables de la présence d'espèces fourragères et des grands rorquals (rorqual bleu, rorqual commun, etc.) qui visitent cette région de façon saisonnière. Les deux thèmes ont abouti à une évaluation scientifique intégrée qui a généré des avis à caractère écosystémique sur plusieurs enjeux de gestion et objectifs de conservation à l'échelle de l'écosystème. Les résultats seront utiles pour le parc marin Saguenay–Saint-Laurent, la mise en œuvre de plans de rétablissement d'espèces en péril (béluga, rorqual bleu) et l'établissement attendu de la zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent.

Integrated report of the Ecosystem Research Initiative (ERI) in the Quebec Region for the project: Forage species responsible for the presence of rorqual whales in the St. Lawrence Lower Estuary

ABSTRACT

In recent years, there has been a widespread need for an operational framework to apply ecosystem-based science to help resolve management issues related to the deteriorating state of marine ecosystems resulting from human activities including fisheries, industrial development, aquaculture, etc. In 2007, the Department of Fisheries and Oceans developed several regional Ecosystem Research Initiatives (ERI) to assess the implementation of the ecosystem approach.

One of these initiatives targets the St. Lawrence Estuary. This estuary is a biologically productive area which supports a wide variety of human uses and pressures that might present significant threats to its integrity and sustainable use. Based on planning workshops that involved scientists as well as internal and external clients and managers, two major themes were identified for a pilot project designed to test the implementation of this ERI: (1) summer habitats of the St. Lawrence beluga whale population that resides in the estuary throughout the year; and (2) ecological/oceanographical processes determining the presence of pelagic forage species and rorqual whales (blue, fin, etc.) touring this region on a seasonal basis. These two themes lead to an integrated scientific assessment that provided ecosystem-based advices in support of several management issues and conservation objectives at the scale of the ecosystem. The results will be valuable for the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, the implementation of recovery plans for species at risk (beluga and blue whale), and the anticipated establishment of the St. Lawrence estuary marine protected area.

PRÉFACE

En 2005, le Plan Stratégique, « Nos eaux, Notre avenir » a mis à jour la vision du Ministère des Pêches et Océans (MPO) afin d'orienter ses objectifs et ses priorités pour les cinq prochaines années. La vision du plan était d'offrir des services de qualité à la population canadienne dans une perspective de développement durable et de l'utilisation sécuritaire des eaux du Canada. Le Plan Stratégique de 2005 a servi en partie à la définition des priorités de recherche énoncées dans le Programme quinquennal de recherche. Sur la base de ce Programme et du Cadre scientifique pour l'avenir, les Sciences du MPO ont mis en place trois axes de recherche prioritaire :

- l'initiative de recherche écosystémique (IRÉ);
- l'initiative de recherche sur l'adaptation aux changements climatiques et;
- les centres d'expertise nationaux.

Dans le cadre de l'IRÉ, sept projets pilotes centrés sur des enjeux régionaux ont été initiés à travers le pays (MPO 2007a) :

- le golfe du Maine (Nouvelle-Écosse);
- les Grand Bancs (Terre-Neuve);
- le détroit de Northumberland (Nouveau Brunswick);
- l'estuaire du Saint-Laurent (Québec) (objet de ce document);
- le lac Ontario (Centre et Arctique);
- la mer de Beaufort, incluant l'estuaire du fleuve Mackenzie (Territoires du nord-ouest);
- le détroit de Géorgie (Colombie-Britannique).

En 2007, l'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL) a été identifié comme une des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'écosystème marin du Saint-Laurent en raison de la particularité et de la complexité des phénomènes physiques qui procurent des conditions hydrographiques favorables à la production locale et à l'accumulation de zooplancton et de poissons pélagiques (MPO 2007b). L'estuaire maritime est également une zone importante pour le béluga du Saint-Laurent qui y effectue tout son cycle de vie, et remarquable pour la fréquentation estivale des grands cétacés marins qui l'utilisent comme aire d'alimentation (rorqual bleu, rorqual commun, etc.). Cependant, cette zone fait l'objet de plusieurs activités et pressions d'origine anthropique telles qu'une importante navigation commerciale et récréo-touristique, la pêche commerciale, le développement hydroélectrique, les apports et l'accumulation de contaminants industriels, les changements climatiques et l'eutrophisation côtière en partie à l'origine des problèmes d'hypoxie des eaux profondes. Ces perturbations d'origine anthropique peuvent avoir un impact dommageable sur le fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire et même à plus grande échelle, sur le fonctionnement du golfe du Saint-Laurent.

Lors de deux ateliers, tenus en juin et juillet 2007 à l'Institut Maurice Lamontagne (IML), des scientifiques du MPO de la région du Québec se sont penchés sur la question de la définition de l'approche écosystémique et de son application dans le contexte de l'IRÉ. Suite à ces ateliers, l'approche écosystémique a été définie comme étant l'intégration des activités et informations scientifiques à l'étude de composantes de l'écosystème en vue de : (1) cerner et comprendre les principales interactions entre la/les composantes visé(es) et les autres composantes de l'écosystème, ainsi que leurs tendances (recherche et monitorage), (2) évaluer les risques et impacts découlant des perturbations naturelles et anthropiques sur ces

interactions (évaluation intégrée) et (3) formuler des avis scientifiques intégrant ces aspects, lorsqu'applicables, en réponse à des enjeux de gestion.

Suite à ces deux ateliers, un troisième atelier s'est tenu en septembre 2007. Il avait pour but : (1) de cibler les enjeux de gestion et les besoins des clients internes (ex. gestion de l'habitat, gestion des océans et gestion des pêches) et externes (ex. Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL)) au MPO, (2) d'intégrer ces enjeux avec les enjeux scientifiques, (3) d'arriver à un consensus sur les mécanismes de revue devant conduire à la formulation d'avis scientifiques intégrés et (4) d'établir la planification opérationnelle du projet pilote devant aboutir à la publication d'avis intégrés.

Les enjeux de gestions comprenaient :

- béluga du Saint-Laurent/espèces en péril;
- pêches émergentes (oursin, modèle de gestion écosystémique);
- pollution côtière (locale);
- habitats critiques/essentiels/clés/sensibles, incluant le benthos;
- espèces fourragères/ressources alimentaires/chaîne alimentaire/liens trophiques;
- apports/connectivité entre régions/populations;
- indicateurs et plans de suivi;
- impacts de la navigation (bruit, dérangement, collision);
- biodiversité.

Les enjeux scientifiques comprenaient :

- variabilité/abondance des espèces fourragères (incluant le benthos);
- liens trophiques;
- liens entre l'EMSL et les bassins adjacents;
- entrées d'eau douce et marine;
- hypoxie;
- navigation et mammifères marins;
- indicateurs de productivité;
- destruction des habitats côtiers;
- gestion de la zone côtière;
- habitats fréquentés et fonctions essentielles (identifier les...).

À la fin de cet atelier, deux grands thèmes de recherche ont été définis de façon à inclure un maximum d'enjeux :

- la caractérisation des habitats fréquentés par le béluga de l'estuaire et;
- les espèces fourragères responsables de la présence des grands rorquals dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (le présent document).

Dans le contexte de l'IRÉ de la région du Québec, un cadre scientifique de référence a été défini pour chacune des deux thématiques afin de répondre adéquatement et efficacement aux priorités fixées par le MPO. Concernant le thème de ce document, à savoir les espèces fourragères responsables de la présence du rorqual bleu dans l'EMSL, le cadre de référence oriente l'étude : (a) des principaux facteurs/processus écosystémiques qui influencent la qualité des habitats fréquentés par le rorqual bleu (caractérisation des communautés pélagiques de l'estuaire du Saint-Laurent en terme de structure, d'abondance et de distribution spatiale et temporelle), (b) de la distribution saisonnière et de l'usage par les espèces visées (identification des facteurs et processus environnementaux qui influencent la dynamique de ces habitats et

leur utilisation par ces espèces et en particulier identification des facteurs et processus clés déterminant l'abondance, la distribution, la qualité et le comportement des espèces fourragères (notamment le krill) susceptibles de jouer un rôle important dans la dynamique saisonnière de la distribution des rorquals bleus), (c) des impacts de l'activité humaine sur les composantes de l'écosystème et/ou les processus qui régissent leur structure et leurs fonctions (en particulier évaluation du rôle de l'activité humaine sur la dynamique de certaines espèces clés de l'écosystème et les conséquences sur l'utilisation des ressources par les rorquals dans l'EMSL) et (d) développement d'indicateurs et de protocoles permettant d'évaluer périodiquement l'état des habitats. Un premier atelier d'évaluation par les pairs a eu lieu en janvier 2011 et un deuxième plus complet en mars 2011. Finalement, les avis et les documents de recherche intégrés furent revus lors d'un troisième atelier en février 2012 et ils seront publiés en 2012-2013.

N.B. Ce rapport intègre les principaux résultats obtenus sous le thème 2 de l'IRÉ, « processus écologiques/océanographiques responsables de la présence d'espèces fourragères et des grands rorquals (rorqual bleu, rorqual commun, etc.) de l'estuaire maritime du St-Laurent ». Les différentes sections ont été rédigées par les experts ayant participé à l'IRÉ. Elles ne sont donc pas parfaitement homogènes et demeurent sous l'entière responsabilité de leurs auteurs. Certaines incohérences entre des sections peuvent donc résulter d'une divergence d'opinion entre les auteurs.

1. PRÉSENTATION DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT

1.1 CARACTÉRISTIQUES GÉOGRAPHIQUES

Niché à l'est du Canada, l'estuaire maritime est une zone de transition entre l'estuaire supérieur et le golfe du Saint-Laurent (Figure 1.1-1). Le fleuve Saint-Laurent draine la majeure partie du 14^{e} plus vaste bassin versant au monde (d'une superficie totale de 1 344 000 km^{2}) s'étendant jusqu'aux Grands Lacs, et affiche un débit annuel moyen de 12 000 m^{3} s^{-1}. L'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL) est un grand estuaire large de 30 à 50 km et long de 200 km qui occupe un volume de 1 500 km^{3} et une superficie de 9 000 km^{2} entre l'embouchure du fjord du Saguenay (Tadoussac) et sa transition avec le golfe à Pointe-des-Monts. L'EMSL possède une géomorphologie caractérisée par la présence d'une profonde dépression, le chenal Laurentien, qui s'étire sur une distance de 1 250 km depuis le plateau continental au niveau du détroit de Cabot jusqu'à l'embouchure du Fjord du Saguenay où il se termine de façon très abrupte avec un dénivelé de 250 m sur moins de 20 km. Le seuil à la tête du chenal Laurentien sert ainsi de limite physique pour séparer l'estuaire supérieur en amont de l'estuaire maritime en aval. La géomorphologie particulière de l'estuaire maritime joue un rôle essentiel dans l'hydrodynamisme du système qui subit une influence océanique plus importante que la plupart des estuaires (El-Sabh et Silverberg 1990).

1.2 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

(P. S. Galbraith, J. Chassé et A. O. V. Bui)

L'estuaire maritime présente une stratification verticale importante selon la température et la salinité et donc la densité, suivant un cycle saisonnier. En été, la colonne d'eau comporte trois couches distinctes : la couche de surface, la couche intermédiaire froide (CIF) et la couche d'eau plus profonde. Les températures à la surface atteignent des valeurs maximales entre la mi-juillet et la mi-août avec une moyenne climatologique 1985-2010 pour les mois de juillet et août autour de 10,5°C dans l'estuaire moyen. Ces températures sont beaucoup plus basses que dans le golfe où, par exemple, la température est en moyenne au dessus de 17°C sur le plateau madelinien (Galbraith *et al.* 2011). Un refroidissement graduel se produit par la suite et le mélange occasionné par les vents au cours de l'automne entraîne l'apparition d'une couche mélangée qui devient progressivement plus froide et plus profonde pour ultimement englober la CIF. À la fin du mois de mars, tandis que la couche de surface hivernale du golfe affiche des températures proches du point de congélation (de -1,8 à 0 °C) et s'étend sur une profondeur moyenne de 75 m (Galbraith 2006), les eaux de surface hivernales de l'estuaire maritime sont moins froides et moins salées. Celles-ci recouvrent des eaux qui proviennent de la surface du golfe et qui pénètrent dans l'estuaire en mi-profondeur (Galbraith 2006). Au printemps, dans l'estuaire maritime comme dans le golfe, le réchauffement des eaux de surface, la fonte des glaces de mer et le ruissellement provenant du continent entraînent une réduction de la salinité et une augmentation de la température de la couche de surface sous laquelle les eaux froides deviennent en partie isolées de l'atmosphère pour former la CIF d'été, définie comme englobant les eaux sous un certain seuil de température, souvent 1 °C. L'advection de la CIF du golfe en amont dans l'estuaire maritime continue pendant l'été entre 40 et 120 m approximativement jusqu'à la tête du chenal Laurentien près de Tadoussac. À cet endroit, le fort mélange vertical de la couche de surface avec la CIF sous-jacente est combiné à des remontées d'eau pour produire des températures de surface estivales qui demeurent toujours froides (maximum annuel oscillant entre 5 et 7 °C) et des températures hivernales qui sont toujours au-dessus du point de congélation (Galbraith *et al.* 2002; Galbraith *et al.* 2011; Saucier *et al.* 2003).

La couche profonde de l'estuaire maritime située sous la CIF (> 150 m) tire son origine du plateau continental où les eaux entrantes au niveau du chenal Laurentien circulent vers l'amont avec peu d'échange avec les eaux moins profondes. Sa température ne dépasse pas 7 °C et sa salinité varie entre 32,5 ‰ et moins de 35,0 ‰. Les changements interdécennaux observés de la température, de la salinité et des concentrations d'oxygène dissous des eaux profondes entrant dans le golfe depuis le plateau continental sont reliés principalement à la proportion variable d'eau froide de salinité moindre à fortes concentrations d'oxygène dissous provenant du courant du Labrador et d'eau salée chaude à faibles concentrations d'oxygène dissous provenant du talus (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Gilbert *et al.* 2005). Ces eaux prennent environ trois à quatre ans à partir du détroit de Cabot pour gagner la tête de l'estuaire (Gilbert 2004). Ce faisant, elles perdent de leur concentration en oxygène dissous en raison de la respiration *in situ* et benthique (Savenkoff *et al.* 1996; Gilbert *et al.* 2005; Benoit *et al.* 2006; Lehmann *et al* 2009; Bourgault *et al.* 2012; Lefort *et al.* 2012). Les plus faibles concentrations d'oxygène dissous sont, par conséquent, observées dans les eaux profondes de l'estuaire maritime près de la tête du chenal Laurentien. À la tête même du chenal Laurentien, c'est-à-dire dans les derniers 50 km environ, il y a cependant des signes de réoxygénation, présumément dû au fort brassage qui existe au seuil de Tadoussac (Bourgault *et al.* 2012). Dans les années 1930 et au début des années 1970, les concentrations d'oxygène étaient supérieures au seuil hypoxique de 30 % de saturation. Les eaux profondes de l'estuaire maritime ont été brièvement hypoxiques au début des années 1960, puis l'ont été de façon constante, à environ 19 à 21 % de saturation, depuis 1984. Une proportion allant de la moitié aux deux tiers de cette diminution est associée à des changements dans la proportion des masses d'eau sources (Labrador et talus) au plateau continental (Gilbert *et al.* 2005). Bien que l'augmentation de la demande en oxygène pourrait être en partie responsable du reste du déclin observé dans les concentrations d'oxygène (Gilbert *et al.* 2005), la proportion actuelle entre la respiration benthique et pélagique est encore incertaine et varie considérablement selon les études consultées (Benoit *et al.* 2006; Lehmann *et al.* 2009; Bourgault *et al.* 2012; Lefort *et al.* 2012). L'impact négatif de l'hypoxie sur les organismes vivants démersaux a fait l'objet de nombreux travaux (Plante *et al.* 1998; Chabot et Claireaux 2008; Chabot et Dutil 1999; Dutil *et al.* 2007).

La forte stratification de la colonne d'eau et la largeur exceptionnelle de l'estuaire maritime donnent lieu à des phénomènes physiques tels que des fronts de densité, des ondes et des marées internes, etc. (Forrester 1974; Ingram et El-Sabh 1990; Mertz et Gratton 1990; Galbraith 1992; Bourgault *et al.* 2005; Bourgault *et al.* 2008; Bourgault *et al.* 2011). La largeur de l'estuaire maritime est propice à une circulation géostrophique à laquelle se mêlent les apports d'eau douce du fleuve et de la rivière Saguenay. Ces phénomènes induisent un puissant courant, le courant de Gaspé, qui se déplace le long de la péninsule Gaspésienne avec un transport de 3×10^5 m^3 s^{-1}. Ce courant, renforcé par la présence de la gyre cyclonique d'Anticosti à l'embouchure de l'EMSL, disperse ainsi les eaux estuariennes dans le nord-ouest du golfe, vers le plateau des îles de la madeleine et est très important pour les échanges entre l'estuaire maritime et le golfe.

L'hydrodynamisme influence la répartition spatiale et temporelle des particules en suspension dans le système, avec des incidences sur l'environnement chimique et biologique du milieu. Les conditions climatiques et géologiques du bassin versant du Saint-Laurent ainsi que le rôle des Grands Lacs comme bassins de sédimentation minimisent la quantité de sédiments transportée par le fleuve Saint-Laurent au point qu'elle est la plus faible au monde par unité de bassin versant (Dufour et Ouellet 2007). Au niveau de l'estuaire moyen, les processus de mélange et les forts courants dus à la marée entrainent la formation d'une zone maximale de turbidité (jusqu'à 400 mg l^{-1}) qui va influencer les caractéristiques des particules en suspension en aval (Dufour et Ouellet 2007). Dans l'estuaire maritime, la turbidité des eaux de surface est influencée par l'intensité des apports d'eaux douces continentales riches en particules

terrigènes mais surtout par l'intensité de la production primaire. La turbidité de l'estuaire maritime diminue progressivement en direction du golfe. Les processus de sédimentation de la matière organique planctonique (neige marine) sont importants dans le recyclage des substances nutritives, principalement des nitrates, mais aussi des phosphates et des silicates. Ce recyclage s'effectue par l'intermédiaire de processus de reminéralisation bactérienne. En conséquence, les substances nutritives sont retrouvées en plus grandes quantités au fond. Le mélange important des masses d'eaux durant l'hiver remet des substances nutritives à la disposition des organismes phytoplanctoniques alors que survient le bloom phytoplanctonique particulièrement important au printemps, favorisé par le réchauffement et la forte stratification. La résurgence d'eaux profondes riches en substances nutritives à la tête du chenal Laurentien ainsi que le mélange des eaux dû à la marée contribuent particulièrement à la productivité de l'ESML et constituent le moteur d'un mécanisme couramment appelé la « pompe à nutriments » (Therriault et Levasseur 1985; Therriault *et al.* 1990,).

1.3 PRESSIONS ANTHROPIQUES

Tiré de Dufour et Ouellet (2007)

Le bassin versant du Saint-Laurent est une zone où les activités humaines sont très soutenues. Par exemple, les régions urbaines et industrielles du fleuve et du Saguenay constituent des sources importantes de contaminants (production de déchets, remise en suspension des sédiments par dragage). Les activités agricoles et forestières très développées dans tout le bassin versant introduisent des contaminants via l'eau de ruissellement. Certains gaz et aérosols sont apportés par voie atmosphérique. Les effets négatifs des contaminants agissent à diverses échelles, de la cellule à la communauté entière. Ces effets négatifs dépendent du type de contaminant, de ses propriétés, du degré d'exposition et aussi de l'espèce considérée (stade de développement, métabolisme, sexe et niveau trophique). Les contaminants hydrophobes, dissous dans le gras des organismes, sont concentrés par bioaccumulation dans toute la chaîne alimentaire, les prédateurs supérieurs étant ainsi les plus touchés.

L'EMSL est un tronçon de la voie Maritime du Saint-Laurent, la deuxième artère maritime internationale en importance au Canada après le détroit de Géorgie, et où transitent les cargos entre l'Atlantique et l'intérieur du continent américain jusqu'aux Grands Lacs. Il supporte également des activités de pêches récréatives et commerciales et des activités de plaisance ou récréo-touristiques (observation des mammifères marins, traversiers). Cette circulation importante dérange de nombreux organismes vivants, notamment à cause du bruit et du risque de collision avec les navires. Les mammifères marins sont particulièrement touchés surtout lorsque des activités essentielles comme le repos, l'alimentation, la communication, ou des événements plus critiques comme la mise bas ou les activités périnatales, sont perturbés. Les baleines peuvent modifier leur comportement en réponse à ces perturbations, ce qui peut avoir des effets négatifs sur les individus et les populations (NRC 2005). Par exemple, la présence d'embarcations entraine une modification du comportement de plongée chez le rorqual commun qui pourrait avoir des répercussions sur sa capacité à se nourrir (Giard et Michaud 1997). L'impact n'a pas été mesuré, mais pourrait être important car une des zones où ses proies ont tendance à se concentrer, la tête du chenal Laurentien, est également une zone de trafic intense et donc de bruit causé par la navigation.

Les activités de pêche infligent une pression sur les animaux marins et l'écosystème. Tout prélèvement de biomasse signifie une augmentation de la mortalité. Cela peut potentiellement engendrer des déséquilibres au niveau de la population, par exemple sur le sexe ratio quand un des sexes est ciblé, ou des déséquilibres au niveau du réseau trophique, quand un niveau ou une espèce clé est exploité davantage.

1.4 PARC MARIN ET ZONES DE PROTECTION MARINES

Dans une perspective de protection et de gestion durable de cet écosystème exceptionnel, le Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL) a été créé en 1998 à la suite de la ratification en 1992 de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique par le Canada (MPO 2007c). Il constitue l'une des premières aires marines protégées du Canada et appartient au réseau des aires marines nationales de conservation du Canada et au réseau des parcs du Québec. Le PMSSL couvre 1 260 km^2 de territoire au sein de l'EMSL (Figure 1.4-1). Il s'étend depuis les Escoumins jusqu'à Gros Cap à l'Aigle et inclut le fjord du Saguenay jusqu'à Cap à l'Est. La mission du parc marin est de conserver la biodiversité marine, de maintenir la productivité du système, d'acquérir de nouvelles connaissances et de sensibiliser le public à la valeur de cet écosystème particulier.

Dans la même optique, deux projets de zone de protection marine (ZPM) dans l'EMSL sont en cours d'évaluation. La première ZPM est située sur la rive nord dans le secteur de la péninsule de Manicouagan. Elle s'étend sur une superficie de 517 km^2 et est délimitée par les rivières Manicouagan et Betsiamites et le chenal Laurentien (isobathe de 300 m) jusqu'à la ligne de basse mer (Figure 1.4-1). Les objectifs de conservation et de gestion de la ZPM de Manicouagan visent la protection de la biodiversité et des habitats et l'utilisation durable des ressources et du territoire (MPO 2011). La deuxième ZPM, la ZPM de l'estuaire, couvre un plus large territoire d'environ 6 000 km^2, entourant le Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent (Figure 1.4-1). Cette aire géographique a été définie parce qu'elle correspond à une zone de fréquentation importante du phoque commun, du béluga et du rorqual bleu. Cette ZPM vise la conservation et la protection des ressources alimentaires des mammifères marins ainsi que de leur habitat (MPO 2010a).

2. ÉCOSYSTÈME DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT

2.1 DIVERSITÉ DES COMMUNAUTÉS : DISTRIBUTION ET ABONDANCE DES ESPÈCES

2.1.1 Phytoplancton et zooplancton

(M. Starr, S. Plourde et M. Harvey)

2.1.1.1 Phytoplancton

Nos connaissances récentes sur le plancton proviennent principalement du Programme de Monitorage de la Zone Atlantique (PMZA) qui a débuté en 1999. Ce programme comprend plusieurs stations fixes et des sections sur l'ensemble de l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (Therriault *et al.* 1998). En particulier, pour l'EMSL, les échantillonnages hebdomadaires depuis 1992, de mai à septembre, de la station Rimouski (située au large à 48° 40 N 68° 33 O) permettent de suivre les tendances temporelles des niveaux de biomasse planctonique et des substances nutritives.

Les variations spatiales et temporelles de productivité phytoplanctonique sont gouvernées par de nombreux facteurs physiques et par les substances nutritives qui doivent être disponibles en quantité suffisante. Dans les milieux estuariens et les eaux côtières, ces facteurs physiques comportent l'écoulement d'eau douce, la température de l'eau, la salinité, la turbidité et tout ce qui a une action sur le mélange vertical (densité, cisaillement vertical, topographie du fond, ondes internes, vents) (Levasseur *et al.* 1984). Les éléments nutritifs sont retrouvés en grandes

concentrations dans les eaux profondes de l'EMSL en raison de la circulation vers l'amont dans le chenal Laurentien et des processus de sédimentation et de reminéralisation de la matière organique. Les remontées d'eaux des couches profondes à la tête du chenal, le brassage dû à la marée et, potentiellement, les apports anthropiques concentrent les substances nutritives dans les eaux de surface de l'EMSL où les concentrations sont plus élevées que dans les autres régions du golfe, ce qui permet d'y soutenir une forte production primaire (Starr *et al.* 2004). Les substances nutritives ne sont généralement pas limitantes dans l'EMSL, mais les concentrations en nitrates et silicates de la couche de surface diminuent remarquablement en été, conséquence de leur utilisation massive par la floraison phytoplanctonique à cette époque de l'année (Starr *et al.* 2004).

Les communautés phytoplanctoniques de l'EMSL suivent un cycle annuel de production caractéristique des régions tempérées avec deux floraisons typiques, une au printemps et la deuxième, moins importante, à l'automne. La particularité du cycle de production dans l'EMSL réside dans le fait que la première floraison est retardée au début de l'été par rapport aux régions adjacentes où les conditions environnementales sont favorables plus tôt. Ce retard est principalement expliqué par le fort débit d'eau douce dans l'estuaire maritime qui exporte le phytoplancton par le courant de Gaspé ainsi que par d'autres facteurs comme la turbidité qui limite l'apport de lumière et la sédimentation des cellules phytoplanctoniques vers le fond (Zakardjian *et al.* 2000).

Une variabilité interannuelle importante du moment de la floraison printanière est observée dans l'EMSL. De 1992 à 1997, la floraison s'est produite vers la mi-juin tandis qu'elle a débuté un mois plus tôt (au début du mois de mai) de 1998 à 2001. En 2002, la prolifération phytoplanctonique a de nouveau été observée à la mi-juin puis elle s'est amorcée à la fin du mois de mai en 2003 (Starr *et al.* 2004). Depuis 2004, la floraison survient au début de juin ou juillet; un cycle plus normal pour l'EMSL (Figure 2.1.1.1-1).

La biomasse phytoplanctonique a augmenté progressivement de 1992 à 1998. L'année 1999 a été marquée par une biomasse remarquable de plus de 350 mg m^{-2} de chlorophylle *a*. De 2000 à 2003, la biomasse a suivi la moyenne historique (126,3 ± 104 mg m^{-2} de chlorophylle *a*) de 1997 à 2003 Depuis 2004, les concentrations de chlorophylle *a* sont demeurées inférieures à la moyenne historique à l'exception de 2007 (Dufour *et al.* 2010).

Tout au long du cycle annuel de production, une succession des espèces de phytoplancton est observée. Les espèces au taux de reproduction élevé prolifèrent en premier, suivies de celles dont le taux de reproduction est de plus en plus faible (Levasseur *et al.* 1984). Au printemps, les diatomées prolifèrent et dominent la communauté puis elles déclinent au début de l'été. Les flagellés et les dinoflagellés prolifèrent un peu plus tard et deviennent à leur tour dominantes à l'automne.

Une analyse des échantillons récoltés depuis 1997 révèle que les diatomées contribuent pour la majorité de la biomasse de chlorophylle *a*. Cependant, les tendances relatives de la composition de la communauté phytoplanctonique ont fortement varié. Les diatomées qui constituaient de 69 à 92 % de la communauté de 1998 à 2003 ne comptaient que pour 2 à 25 % de la communauté de 2004 à 2007. À l'inverse, les flagellés qui comptaient pour 6 à 31 % de 1998 à 2003 sont devenus en moyenne relativement plus abondants avec des proportions de 69 à 92 % pour la période 2004-2007 (Ferland *et al.*, données non publiées).

Au cours de la dernière décennie, l'intrusion d'une espèce non-indigène a été remarquée dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Au printemps 2001, la diatomée *Neodenticula seminae* y a été retrouvée en concentrations relativement importantes. Cette espèce du

Pacifique aurait été introduite de façon naturelle par l'Arctique plutôt que par les eaux de ballast en raison de sa présence au niveau du plateau du Labrador (Starr *et al.* 2002). Depuis sa première apparition au printemps 2001, cette espèce est régulièrement observée dans le Saint-Laurent (Poulin *et al.* 2010).

L'été, des conditions environnementales comme des eaux de surfaces chaudes, plus douces et appauvries en éléments nutritifs sont parfois réunies assez longtemps pour favoriser la prolifération d'algues toxiques comme le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*. Une prolifération anormalement importante a ainsi été observée en 2008, lorsque de nombreuses intoxications mortelles ont été recensées chez les animaux marins (Dufour *et al.* 2010).

2.1.1.2 Mésozooplancton

(S. Plourde)

Les copépodes représentent une grande proportion de la communauté de mésozooplancton dans l'EMSL. Le genre *Calanus* y est dominant et représenté par les trois espèces *C. finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*. Une particularité de la communauté réside dans le fait que les jeunes stades de vie de *Calanus* spp. (notamment les copépodites C1 à C3) ainsi que les petites espèces de copépodes y sont relativement moins abondants que dans les communautés du golfe. Par contre, l'espèce *Metridia longa*, généralement absente des zones adjacentes, est retrouvée uniquement au niveau de l'EMSL (Runge et Simard 1990; Harvey et Devine 2009). Les espèces *Oithona* spp. et *Microcalanus* spp. sont également abondantes, particulièrement à l'automne et durant l'hiver (Harvey et Devine 2009).

Dans l'EMSL, les assemblages de copépodes présentent un patron saisonnier. Le genre *Calanus* spp. est présent en abondance toute l'année et domine largement la communauté surtout au début de l'été. Plus tard au mois d'août, les œufs et les *nauplii* de *M. longa* sont très abondants; les jeunes stades copépodites de cette espèce sont présents en automne et en hiver. À compter de la fin de l'été, la proportion d'espèces de surface, principalement *Oithona* spp., devient plus importante. Ce patron saisonnier est fortement influencé par la circulation et la distribution verticale des espèces. En effet, à la fin de l'été, la diminution des apports d'eau douce et l'augmentation de la salinité de la couche de surface offrent des conditions favorables au développement des petites espèces de surface. À l'inverse, au printemps, le débit élevé des eaux douces exporte le plancton en dehors de la région empêchant ainsi leur établissement dans la couche supérieure (Plourde *et al.* 2002). Les fortes concentrations d'*Oithona* spp. et de copépodes *nauplii* retrouvées à la station fixe du courant de Gaspé sont cohérentes avec ces observations (Harvey et Devine 2009).

Dans l'EMSL, les copépodes du genre *Calanus* présentent un cycle de vie influencé par la circulation estuarienne. En effet, ces espèces qui se tiennent plus en profondeur que les petites espèces de copépodes, effectuent des migrations verticales nycthémérales de sorte qu'elles sont susceptibles d'être advectées vers l'aval lorsqu'elles se retrouvent dans la couche de surface. En compensation, des individus sont transportés par les eaux profondes qui remontent vers l'amont dans le chenal Laurentien, ce qui contribue de façon importante au maintien des abondances élevées du genre *Calanus spp.* toute l'année (Plourde *et al.* 2002).

La reproduction de *C. finmarchicus* est fortement synchronisée avec la floraison phytoplanctonique printanière. Des floraisons tardives dans L'EMSL se traduisent donc par un retard dans la production d'œufs des copépodes par rapport aux régions adjacentes. Au début de l'été, le taux de production d'œufs est élevé mais les stades de développement subséquents (C1 à C4) sont retrouvés en faible abondance pendant la saison estivale, transportés par

advection en dehors de la région. Les stades C5 sont en revanche présents en forte concentration toute l'année et affichent des variations saisonnières peu prononcées grâce à l'apport de stades C5 en diapause provenant du golfe (Plourde *et al.* 2001).

C. hyperboreus semble moins adapté aux conditions environnementales de l'EMSL. Contrairement à *C. finmarchicus*, le cycle de vie de *C. hyperboreus* est plus long (environ 2 à 3 ans). La reproduction de cette espèce a lieu de la fin décembre à la fin mars dans l'EMSL et est donc indépendante de la floraison printanière. Les stades avancés C4-C5-C6 et femelles sortent de la diapause en avril et effectuent dès la fin mai des migrations verticales nycthémérales jusque dans la couche 0-50 m pendant la nuit. De mai à juin, les stades C1 à C3 sont présents en plus grande abondance dans la couche de surface. En conséquence, une diminution de la population de *C. hyperboreus* est généralement observée d'avril à juin, causée par l'interaction entre le moment de la reproduction, l'ascension dans la couche de surface et le moment où les crues printanières sont maximales. À la fin juin et au début juillet, une augmentation de la population de *C. hyperboreus* est observée suite à la migration des individus du nord-ouest du golfe dans la couche profonde (entrée en diapause) et qui sont transportés jusque dans l'EMSL. Cette advection d'individus du golfe contribue pour beaucoup au maintien de la population de l'EMSL (Plourde *et al.* 2003).

Le support de l'IRÉ a permis de poursuivre des échantillonnages d'automne de la station Rimouski pour les années 2008 à 2009 et l'analyse approfondie de la série temporelle 1997 à 2007. Les données issues des échantillonnages de la station Rimouski et des sections du PMZA ont permis de mieux décrire les distributions verticales saisonnières du mésozooplancton dans l'EMSL et de les associer aux principales espèces de copépodes. Ces échantillonnages ont notamment révélé que la biomasse de mésozooplancton échantillonnée dans les premiers 100 m de la colonne d'eau (la couche active par opposition à la couche profonde passive où les organismes sont en diapause et ne se nourrissent donc pas) à la station Rimouski ne représentait que 10 à 15 % de la biomasse annuelle moyenne. La quasi-totalité de la biomasse du mésozooplancton est associée au genre *Calanus* spp. (*C. hyperboreus*, le plus gros, et *C. finmarchicus*) et secondairement à *M. longa*. La distribution verticale du mésozooplancton observée est fortement reliée à l'activité des principales espèces de copépodes. Cela a été validé par des indices d'activité de *Calanus* spp.. À partir d'avril jusqu'en juin, les copépodes sortent de diapause et deviennent plus actifs. La nuit, ils migrent vers la surface et le jour, ils se concentrent entre 50 et 125 m (densités maximales de 3 g m^{-3} de poids humide. De juillet à septembre, la nuit, la biomasse de mésozooplancton montre une distribution bimodale avec des maxima observés à c.a. 150 m et en surface (< 50 m). La période d'activité de *C. hyperboreus* (mai à juin) est plus courte que celle de *C. finmarchicus* qui s'étend jusqu'à la fin de l'été. Par conséquent, en été, la biomasse de mésozooplancton présente en surface la nuit (et autour de 50 m le jour), est associée à *C. finmarchicus* tandis que celle retrouvée plus en profondeur l'est à *C. hyperboreus* (de jour comme de nuit). À partir d'octobre, les autres espèces de copépodes sont entrées en diapause et les migrations verticales nycthémérales diminuent. Ceci se traduit par des biomasses de surface minimales (< 1 g m^{-3} de poids humide) le jour autant que la nuit.

L'examen des variations interannuelles a révélé que la contribution moyenne des copépodes à l'abondance totale du zooplancton a diminué depuis 2004, de même que les abondances de *Microcalanus* spp. et d'*Oithona* spp. À l'inverse, des abondances maximales de *C. hyperboreus* ont été enregistrées ces dernières années (S. Plourde, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.). Les abondances de *C. finmarchicus / glacialis* ont affiché une distribution sinusoïdale avec des maximums en 1997, 2002, 2003 et 2007. *Metridia* spp. présentait des abondances maximales entre 1997 et 1999 et se maintient à des niveaux plus faibles depuis 2000 (S. Plourde, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.). *M. longa* est une espèce arctique dont l'augmentation significative, rapportée en 1994, aurait été favorisée par les conditions plus

froides des années 1990 (Plourde *et al.* 2002). Cette espèce est surtout présente dans l'estuaire du Saint-Laurent et beaucoup plus rare ailleurs dans les régions adjacentes (Harvey et Devine 2009). Récemment en 2008, deux espèces de grands copépodes, *Paraeuchaeta norvegicus* et *C. glacialis*, sont apparues parmi les 10 espèces les plus abondantes de la communauté de zooplancton à la station Rimouski (Harvey et Devine 2009).

Parmi les organismes autres que les copépodes, les ostracodes, les œufs d'invertébrés et les nauplii d'euphausides ont dominé la communauté zooplanctonique de 1997 à 2007. Les abondances moyennes d'ostracodes ont augmenté depuis 1997 pour atteindre un maximum en 2007 de 5 848 individus m^{-2}. Les œufs d'invertébrés ont présenté des pics en 1999 et 2005 avec, respectivement, 4 119 et 4 621 œufs m^{-2} tandis que des valeurs minimales ont été observées depuis 2006 (80 œufs m^{-2} en 2006 et 282 œufs m^{-2} en 2007). Les abondances de nauplii d'euphausides ont été nulles en 1997 et 1998 et maximales en 1999 (535 individus m^{-2}) et 2007 (575 individus m^{-2}). Les abondances moyennes des méduses ont diminué depuis 1997 et aucun individu n'a été observé dans les échantillons depuis 2005 (S. Plourde, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.).

2.1.1.3 Macrozooplancton

(M. Harvey)

Dans l'EMSL, quatre groupes dominent la communauté de macrozooplancton. Le mysidacé *Boreomysis arctica* et les euphausides (ou « krill ») *Thysanoessa raschii*, *T. inermis* et *Meganyctiphanes norvegica* sont les plus abondants, suivis des amphipodes hypéridés et des chaetognates (Harvey et Devine 2009).

Une série temporelle résultant de l'échantillonnage annuel du macrozooplancton dans l'EMSL de 1994 à 2008 montre des variations interannuelles dans l'abondance des groupes de macrozooplancton (Harvey et Devine 2009). Par exemple, les niveaux d'abondance de *T. raschii* et *M. norvegica* auraient diminué de façon importante entre 1994 et 2007 (Harvey et Devine 2009). Également, d'une façon générale, un déclin du krill a été observé ces dernières années dans le nord-est canadien (Dufour *et al.* 2010). Toutefois, un travail de validation de la grille d'échantillonnage du PMZA entrepris en 2003 suggère que ces résultats sous-estiment, possiblement de façon importante, la biomasse totale du macrozooplancton et, particulièrement, celle des trois espèces d'euphausides (J.-F. St-Pierre, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.). De plus, une étude récente visant à estimer l'abondance des œufs de krill récoltés en saison (avril à décembre) à la station Rimouski (voir 2.1.1.1) a détecté pour la période de 1992 à 2009 un patron d'abondance des œufs cyclique très différent de ce que montre la série temporelle de biomasse du krill (Plourde *et al.* 2011).

Pour les autres groupes importants, la série temporelle du PMZA révèle des tendances à la hausse de l'abondance de *Boreomysis arctica*, des chaetognates et du plancton gélatineux, tandis que celle de l'amphipode hypéridé *Themisto abyssorum* a varié de façon moins importante (Harvey et Devine 2009).

Une information intéressante concerne une autre espèce d'amphipode hypéridé. *Themisto libellula* serait apparue dans la communauté au milieu des années 1990. Cette espèce arctique est maintenant retrouvée régulièrement dans l'EMSL. Elle aurait été introduite dans le golfe et l'estuaire maritime via le détroit de Belle Isle, son établissement étant favorisé par les conditions très froides des années 1990 et les apports importants d'eaux froides du courant du Labrador (Harvey et Devine 2009). Cependant, elle en est pratiquement disparue depuis 2005 malgré le

maintien d'importantes entrées d'eaux du plateau du Labrador (Harvey et Devine 2009; Galbraith *et al.* 2011).

Un indice de condition du krill basé sur la relation allométrique entre le poids sec de l'animal et la longueur du corps (du rostre au telson) pourrait fournir de l'information sur la qualité de l'alimentation du krill et son état de santé. L'indice moyen a été calculé pour *T. raschii* et *M. norvegica*, les deux espèces les plus abondantes dans le système. Des variations de cet indice ont été comparées à l'indice moyen calculé sur la série temporelle de 1994 à 2008. Une tendance générale similaire et sinusoïdale de la variation de l'indice moyen de condition est observée pour les deux espèces. Les premières années de la série sont marquées par un indice de condition inférieur à la moyenne avec un minimum observé en 1996 (-0,25 pour *T. raschii* et -0,16 pour *M. norvegica*). L'indice, bien que négatif, « s'améliore » et devient positif en 1999 pour *T. raschii* et en 2000 pour *M. norvegica*, atteint son maximum en 2002 pour les deux espèces et devient variable par la suite. Ainsi, bien que le krill soit une importante source de nourriture pour plusieurs prédateurs (invertébrés, poissons, mammifères marins, oiseaux), ces résultats suggèrent qu'elle serait de qualité variable (M. Harvey, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.).

2.1.2 Ichtyoplancton

(P. Ouellet et A. O. V. Bui)

2.1.2.1 Généralités

Les estuaires sont reconnus pour jouer un rôle important pour la reproduction et la productivité de plusieurs espèces marines. L'EMSL ne fait pas exception. Au total, 99 espèces de poissons y ont été recensées (Scallon-Chouinard *et al.* 2007). Les derniers travaux sur la communauté d'ichtyoplancton de l'estuaire moyen et de l'EMSL remontent au milieu des années 1970. Ces échantillonnages, qui ont eu lieu principalement en été, ont dénombré 25 espèces d'ichtyoplancton marin (Able 1978). Dans ces études, le capelan (*Mallotus villosus*) dominait largement la communauté avec des abondances qui atteignaient entre 50 et 70 % de la communauté totale. Un autre échantillonnage saisonnier à la fin des années 1970, mais limité à l'EMSL, a révélé la présence de 15 espèces de larves et cinq espèces d'œufs de poissons (de Lafontaine *et al.* 1984a; 1984b). De plus, un échantillonnage des zones côtières peu profondes a révélé une communauté différente de celle des stations profondes de l'estuaire moyen et maritime. Certaines espèces telles que le hareng atlantique (*Clupea harengus*) et la plie lisse (*Liopsetta putnami*) étaient proportionnellement plus abondantes. Des espèces typiquement estuariennes ou associées aux eaux douces, notamment le bar-perche *Morone americana*, la perchaude *Perca flavescens* et les *Catostomus* spp., étaient également présentes dans la communauté (Powles *et al.* 1984).

Dans le cadre de l'IRÉ, une mise à jour de ces informations a été possible. En 2009, un échantillonnage saisonnier de l'ichtyoplancton a été réalisé de mai à juillet au niveau de l'EMSL et sur une partie de l'estuaire moyen du Saint-Laurent (Tableau 2.1.2-1, Figure 2.1.2.3-1). De plus, l'ichtyoplancton de la mission d'évaluation de la biomasse de zooplancton d'octobre 2009 réalisée par le MPO a été analysé en complément des nouvelles données issues des missions du printemps et de l'été.

En mai 2009, la communauté ichtyoplanctonique de l'EMSL était relativement pauvre avec seulement sept espèces, mais la diversité spécifique a atteint un maximum de 11 espèces en juillet (Tableau 2.1.2-2). En comparaison, la communauté échantillonnée par le BIONESS en octobre, alors que la plupart des larves produites au printemps et à l'été étaient devenues des

juvéniles ou bien avaient quitté l'EMSL, était beaucoup moins diversifiée (Tableau 2.1.2-2). Au total, 16 espèces différentes d'ichtyoplancton (larves seulement) ont été capturées lors des missions de mai, juin et juillet 2009. Ce nombre est inférieur à la valeur rapportée par Able (1978), mais comparable à celui de de Lafontaine *et al.* (1984a, 1984b). Il faut noter cependant que l'information pour les échantillonnages antérieurs inclut des stations situées dans le nord-ouest du golfe, tandis que l'information présentée ici se limite uniquement à l'EMSL. Par contre, en juin et en juillet 2009, la zone d'échantillonnage comprenait quelques stations dans le nord-ouest du golfe alors que des larves de plie grise (*Glyptocephallus cynoglossus*), de plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et de limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) ont été capturées en juillet. En 2009, les larves de capelan étaient dominantes (> 97 %) dans la communauté ichtyoplanctonique de mai à octobre (Tableau 2.1.2-2). Les larves de lançons (*Ammodytes* spp.) ont été retrouvées en mai seulement et étaient relativement très peu abondantes (< 1 %). Ceci est probablement dû à ce que la fin mai est une période trop tardive pour échantillonner efficacement cette espèce. La comparaison des données des années 1970 avec les résultats de 2009 révèle que les larves de gadidés comme la morue franche (*Gadus morhua*) et la merluche blanche (*Urophysis tenuis*) ne sont plus présentes dans l'EMSL. De plus, les larves de poissons plats comme la plie canadienne, le flétan Atlantique (*Hippolossus hippoglossus*), la limande à queue jaune, la plie lisse (*Liopsetta putnami*) et la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) recensées dans les années 1970 (Able, 1978; De Lafontaine *et al.* 1984a; 1984b) n'ont pas été observées en 2009. Par contre, une nouvelle espèce, la morue ogac (*Gadus ogac*), a été récoltée en 2009. Ces résultats sont vraisemblablement indicateurs de changements survenus dans la faune ichtyologique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

2.1.2.2 Cas particulier : la reproduction du capelan (*Mallotus villosus*) dans l'EMSL

Les premières données systématiques décrivant l'activité de frai du capelan sur les zones côtières de l'estuaire remontent au début des années 1970 (Parent et Brunel 1976). Sur la rive nord, des frayères de capelan ont été identifiées de l'île aux Coudres dans l'estuaire moyen à Pointe des Monts dans l'EMSL (Parent et Brunel 1976; MPO 2010b). Sur la rive sud, le frai aurait lieu à différents endroits de Rivière-Ouelle en amont à la région de Matane en aval (Parent et Brunel 1976; MPO 2010b). Le frai se déroulerait en moyenne de la fin avril à la fin juin avec un maximum d'intensité en mai (MPO 2010b).

Les derniers travaux précédents l'IRÉ faisant mention de l'abondance de larves de capelan dans l'EMSL ont été réalisés à la fin des années 1970 (de Lafontaine *et al.* 1984a; 1984b). Le patron saisonnier d'abondance de jeunes larves de capelan (sans évidence de croissance au cours de la saison) confirmait le modèle conceptuel de Jacquaz *et al.* (1977) d'une émergence principalement dans l'estuaire moyen suivie d'une dérive générale des larves dans les courants de surface de la rive sud de l'estuaire vers le nord-ouest, où se trouverait une aire d'alevinage importante, ou vers le sud du golfe.

2.1.2.3 Abondance, distribution et rétention des larves de capelan dans l'EMSL en 2009

Afin de comparer les abondances de larves de capelan estimées en 2009 aux résultats antérieurs, la région a été subdivisée en trois secteurs tels que présentés par Jacquaz *et al.* (1977) : (1) l'estuaire moyen, de l'île aux Coudres jusqu'à l'embouchure du Saguenay (excluant les stations dans le Saguenay); (2) l'EMSL-amont, de l'embouchure du Saguenay à Rimouski (rive sud)-Cap Colombier (rive nord); (3) l'EMSL-aval, de Rimouski-Cap Colombier à Pointes des Monts (Figure 2.1.2.3-1). Les stations du nord-ouest du golfe ne sont pas incluses dans cette comparaison.

Dans les années 1970, les plus grandes abondances étaient rencontrées en début de saison, au début juin, dans l'estuaire moyen (Tableau 2.1.2.2-1). En 2009, les plus grandes abondances sont toujours observées dans le secteur de l'estuaire moyen, confirmant l'importance de cette région pour la reproduction. Cependant, le maximum saisonnier a été observé assez tard en juillet contrairement aux observations des années 1970 (Tableau 2.1.2.2-1). En tenant compte d'un temps d'incubation des œufs pouvant varier de ~ 12 à ~ 24 jours pour des températures de 5°C à 15°C (Frank et Leggett 1981), les émergences observées en mai, juin et juillet 2009 résulteraient de vagues de frai en avril, mai et juin (MPO 2010b). Pour l'EMSL, les abondances de larves de capelan observées aux mois de mai, juin et juillet étaient beaucoup plus grandes en 2009 qu'au milieu des années 1970 (Tableau 2.1.2.2-1). Toutefois, toujours pour l'estuaire moyen, Fortier et Leggett (1982) et Courtois *et al.* (1982) rapportent des valeurs variant entre 157,2 et 816,6 larves par 100 m^3 (écart-type de 374,1 à 948,2) en 1979, lesquelles sont comparables aux valeurs de mai et juin 2009, alors que de Lafontaine *et al.* (1984a) rapportent des concentrations moyennes plus élevées (~ 1200 larves par m^{-3}) en juin à leurs stations au large de Rimouski en 1977 et 1978. Il est donc difficile de comparer l'abondance de larves de capelan dans le secteur de l'estuaire moyen et de statuer sur l'importance relative de la population dans l'estuaire entre ces périodes.

En mai 2009, la population larvaire était composée uniquement de larves nouvellement émergées en amont et se dispersant le long de la rive sud dans l'EMSL (Figures 2.1.2.3-2 et 2.1.2.3-3A). En juin 2009, on note une légère augmentation de la taille moyenne et de la variance, mais la population de larves semblait encore homogène (Figure 2.1.2.3-2). Les larves étaient toujours abondantes dans l'estuaire moyen, mais on remarque également des concentrations de larves à l'embouchure du Saguenay et près de la rive nord dans le secteur amont de l'EMSL (Figure 2.1.2.3-3B). Toujours en juin 2009, la taille moyenne des larves aux stations augmente régulièrement de l'estuaire moyen vers l'aval pour atteindre un maximum à la limite est de l'EMSL (Pointe des Monts), et diminuer à nouveau aux stations dans le nord-ouest du golfe (Figure 2.1.2.3-4A). Vers la fin de juillet 2009, la population larvaire était composée d'une grande abondance de jeunes larves, mais deux modes distincts de larves de tailles plus grandes étaient présents dans la région (Figure 2.1.2.3-2). Les plus grandes abondances de jeunes larves se situaient au niveau de l'estuaire moyen et sur la rive sud dans le secteur amont de l'EMSL, ainsi que dans le Saguenay (Figure 2.1.2.3-5A). Cependant, des concentrations importantes de larves de plus grande taille étaient également présentes près de la rive nord dans l'EMSL (Figure 2.1.2.3-5B-D). En juillet 2009, il y a toujours une augmentation régulière de la taille moyenne de l'estuaire moyen vers l'EMSL mais on note une augmentation importante de la taille moyenne aux stations à la limite est de l'EMSL, et un mélange de grandes et petites larves au niveau du nord-ouest du golfe (Figure 2.1.2.3-4B).

En supposant une taille à l'émergence de 5 mm et un taux de croissance estimé à 0,25 mm par jour (Jacquaz *et al.* 1977; Ivarjord *et al.* 2008), les plus grandes larves (~ 13 mm et plus) de juillet seraient âgées de 32 jours; elles auraient donc émergé au cours de la mission de juin. Des larves de capelan émergeant au niveau de l'EMSL en juin seraient donc retenues et auraient une croissance importante au niveau de l'EMSL. Toutefois, l'observation de jeunes larves de capelan en juin dans le nord-ouest du golfe offre également la possibilité que des larves du golfe puissent être introduites dans l'EMSL.

Il y avait toujours une abondance relativement élevée de larves de capelan dans l'EMSL à la fin d'octobre 2009. Trois ou peut-être quatre cohortes ont été identifiées, entre 18 mm et plus de 45 mm de longueur standard en moyenne (Figure 2.1.2.3-2). Mais, le fait le plus remarquable à signaler est la présence d'un groupe de jeunes larves, nouvellement émergées, dans le secteur de Rimouski à la fin octobre (Figure 2.1.2.3-6A). Pour les autres cohortes, si on applique le taux de croissance de 0,25 mm par jour (bien qu'il soit certainement irréaliste que le taux de

croissance soit constant sur toute la saison), il s'agirait de larves qui auraient émergé soit dans l'estuaire moyen ou dans le nord-ouest du golfe en juin ou juillet.

En résumé, ce projet de l'IRÉ en 2009 a permis de confirmer que le secteur de l'estuaire moyen joue toujours un rôle important pour la reproduction d'une partie de la population de capelan du golfe du Saint-Laurent. De plus, l'EMSL jouerait un rôle important pour le développement et la croissance des larves de cette partie de la population. À noter toutefois que ces conclusions ne reposent que sur une seule année d'observations nouvelles, donc elles doivent être considérées comme préliminaires. Les différences importantes entre les observations de 2009 et celles des années antérieures suggèrent toutefois que d'importants changements pourraient avoir transformé la communauté ichtyoplanctonique de l'EMSL depuis les années 1970 et/ou que cette communauté est encore mal connue.

2.1.3 Poissons et macroinvertébrés : tendances dans l'abondance et la biomasse

(C. Savenkoff, M. Castonguay, L. Savard et F. Grégoire)

Les données d'abondance et de biomasse de poissons et de macroinvertébrés proviennent des relevés multidisciplinaires au chalut de fond effectués chaque année par le MPO dans l'EMSL et le nord du golfe du Saint-Laurent. Ces relevés ont été réalisés de 1990 à 2010 à partir du navire *NGCC Alfred Needler* équipé d'un chalut à crevette *URI 81'/114'* (1990-2005) et du navire *NGCC Teleost* équipé d'un chalut à crevette *Campelen 1800* (2004-2010). En 2004 et 2005, une étude comparative entre les deux tandems navire-engin a été effectuée afin d'ajuster les captures du *Needler* en prises équivalentes au *Teleost* et obtenir ainsi une série continue de relevés à partir de 1990 (facteurs de correction spécifiques à chaque espèce; voir Bourdages *et al.* 2007). La stratification utilisée pour l'allocation des stations de pêche est présentée à la figure 2.1.3-1. Dans le nord du golfe, les fonds situés à plus de 37 m (20 brasses) sont couverts par le relevé. Dans l'EMSL, le relevé a couvert les fonds seulement à des profondeurs de plus de 183 m (100 brasses) de 1990 à 2007. En 2008, il a été décidé d'ajouter des strates pour couvrir les profondeurs de 37 à 183 m afin d'obtenir une meilleure couverture de la région. Les données d'abondance et de biomasse obtenues doivent être considérées comme des estimations minimales du fait que la zone côtière (profondeurs < 37 m) n'est pas couverte et que certaines espèces sont peut-être mal échantillonnées par le chalut de fond (faible capturabilité des poissons pélagiques par exemple).

Les données des relevés scientifiques menés dans le golfe ont permis à Dutil *et al.* (2006) et Scallon-Chouinard *et al.* (2007) d'estimer la diversité de la faune ichtyologique de cette région (EMSL et golfe) à 103 espèces de poissons appartenant à 83 genres et 45 familles.

Afin d'être comparable sur l'ensemble de la période de 1990 à 2010, nous n'avons pas inclus les nouvelles strates dans cette analyse. Dans l'EMSL, six espèces contribuent à elles seules à plus de 88 % de l'abondance totale des poissons démersaux (Figure 2.1.3-2A). Les espèces les plus abondantes sont le flétan du Groenland ou turbot (*Reinhardtius hippoglossoides*; 49 % de l'abondance totale) et la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*; 12 %), suivies par la motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*), la raie épineuse (*Amblyraja radiata*), la molasse atlantique (*Melanostigma atlanticum*) et la myxine du Nord (*Myxine glutinosa*), qui représentent chacune près de 6 à 7 % du total. Le flétan du Groenland domine (62 %) la biomasse totale des poissons démersaux (Figure 2.1.3-2B). Les autres espèces importantes sont la raie épineuse (13 % de la biomasse de poissons) et la plie grise (8 %).

Le capelan est une prise régulière des relevés scientifiques au chalut de fond réalisés dans l'EMSL et le nord du golfe du Saint-Laurent. En fait, le capelan, le hareng et le lussion blanc

(*Arctozenus risso*) représentent les poissons pélagiques les plus souvent capturés. Cependant, ces relevés ne permettent pas d'estimer un indice d'abondance à cause de la faible capturabilité des espèces pélagiques au chalut de fond. En se basant sur les données relatives à la présence et à l'absence de capelan dans ces relevés, des probabilités moyennes de retrouver du capelan dans l'EMSL ont pu être calculées (Grégoire *et al.* 2003). Les probabilités moyennes sont les plus fortes au début des années 1990 et dans les années 2000 (Figure 2.1.3-3). Avec l'ajout des nouvelles strates côtières, nous observons que les prises de capelan et de hareng sont surtout réalisées à de plus faibles profondeurs (Tableau 2.1.3-1). Il faut cependant rappeler que la probabilité de capturer du capelan ou tout autre poisson pélagique comme le hareng et le lançon varie beaucoup en fonction des changements dans la distribution verticale de ces espèces (Mowbray 2002; McQuinn 2009). Suite à la forte diminution de l'abondance de prédateurs piscivores depuis les années 1990, il est probable que les petits poissons pélagiques aient étendu leur distribution dans la zone suprabenthique tel que démontré chez le hareng, là où ils deviennent plus vulnérables au chalut de fond (McQuinn 2009).

Sauf dans le cas des crevettes, il est impossible de comparer les données relatives à toutes les espèces de macroinvertébrés provenant des séries du *Needler* avec celles du *Teleost* (pas d'intercalibration, donc pas de facteurs de correction). Les nouvelles strates côtières ajoutées en 2008 dans l'EMSL montrent que les captures de crevettes sont en moyenne 10 à 1000 fois plus abondantes à des profondeurs de moins de 179 m (Tableau 2.1.3-1). Afin d'être comparable sur l'ensemble de la période de 1990 à 2010, nous n'avons pas inclus les nouvelles strates dans l'analyse suivante. La crevette nordique est l'espèce prédominante et représente en moyenne 91 % de la biomasse totale de macroinvertébrés dans la série du *Needler* (Figure 2.1.3-4A). Dans les années récentes (série du *Teleost*), les anémones de mer dominent avec 34 % de la biomasse totale de macroinvertébrés, alors que la crevette nordique compte pour 26 % (Figure 2.1.3-4B). Le crabe des neiges, l'oursin cœur (*Brisaster fragilis*), les étoiles de mer et les ophiures représentent 40 % de la biomasse totale des macroinvertébrés. Ces résultats peuvent certainement être expliqués par le fait que, depuis 2006, le monitorage de la macrofaune épibenthique avec une identification taxonomique plus poussée a été implanté dans les relevés annuels estivaux du MPO (Lévesque *et al.* 2010).

2.1.4 Mammifères marins

(V. Lesage, S. Comtois, C. Savenkoff, Y. Simard et J.-F. Gosselin)

L'estuaire du Saint-Laurent représente une zone biologiquement et écologiquement importante pour les mammifères marins compte tenu de la diversité d'espèces qu'on y trouve et des fonctions supportées par ce milieu (Lesage *et al.* 2007). En effet, une partie des populations de béluga (*Delphinapterus leucas*) et de phoque commun (*Phoca vitulina concolor*) de l'estuaire et du nord-ouest du golfe y résident toute l'année (Michaud et al. 1990; Lesage et al. 2004), alors qu'au moins dix autres espèces, dont trois pinnipèdes et sept cétacés, visitent l'EMSL de façon saisonnière principalement pour s'y alimenter (Tableau 2.1.4-1). Exception faite des phoques du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) et à capuchon (*Cystophora cristata*) pour qui l'occupation de l'EMSL se centre sur la période hivernale, c'est généralement lors des périodes d'eau libre de glace que les autres visiteurs saisonniers exploitent ce secteur (Lesage *et al.* 2007).

Mis à part quelques espèces, dont celles résidentes, pour lesquelles des estimations d'abondance périodiques sont disponibles, il n'existe généralement que peu d'information quant au nombre d'individus fréquentant l'estuaire maritime pour une espèce donnée (Tableau 2.1.4-1). Plusieurs des estimations disponibles proviennent d'un seul inventaire aérien systématique mené à la fin juillet 2007 et ne sont pas corrigées pour les animaux manqués en

surface ou en plongée au moment du passage de l'avion (Lawson et Gosselin 2009). Ainsi, il ressort que le béluga est le cétacé le plus abondant, suivi du marsouin commun puis des rorquals. Parmi ces derniers, c'est le petit rorqual qui est habituellement le plus abondant dans l'estuaire maritime (Tscherter *et al.* 2008), alors que contrairement à ce que laisse croire l'inventaire de 2007, c'est le rorqual à bosse qui l'est habituellement le moins avec généralement moins de cinq individus dans la zone (V. Lesage, Institut Maurice-Lamontagne, comm. pers.). Le phoque du Groenland dont les mouvées hivernales peuvent contenir plusieurs centaines d'individus chacune, est l'espèce de pinnipède la plus abondante. Le phoque gris et le phoque commun ont des abondances intermédiaires alors que le phoque à capuchon est le pinnipède le moins abondant.

2.1.4.1 Le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) : distribution et patrons de migration

Notre compréhension des patrons saisonniers de migration des mysticètes a grandement évolué au fil du temps. En général, l'on croyait que ces animaux profitaient des eaux productives des hautes latitudes pour s'alimenter et migraient vers les basses latitudes pour s'y reproduire (Kellogg 1929; Norris 1967; Brodie 1975). Il en était de même pour le rorqual bleu (Ingebrigtsen 1929; Jonsgård 1955; Sutcliffe et Brodie 1977; Gambell 1979). Bien que certaines populations ou espèces semblent parfaitement adhérer à ce patron, plusieurs autres y dérogent et demeurent à l'année dans des eaux productives (Corkeron et Connor 1999).

La présence des rorquals bleus et des autres rorquals à nos latitudes et dans le Saint-Laurent durant la période d'eau libre de glace est sans contredit liée à l'alimentation. Elle s'inscrit dans le grand cycle migratoire annuel de ces espèces. Toutefois, l'adhérence de tous les rorquals bleus à un mouvement hivernal général nord-sud, vers des eaux plus chaudes et moins productives, n'est pas entièrement supportée par les données actuelles (Sergeant 1977; CETAP 1982; Mitchell 1991; Sears 2002; Reeves *et al.* 2004; Charif et Clark 2009). La distribution hivernale des rorquals bleus pourrait s'étendre au sud jusque dans les Caraïbes et le golfe du Mexique, et à l'ouest de l'Afrique (Sénégal, Mauritanie, Îles Canaries et du Cape Verde) comme en font foi des rapports d'échouage dans ces régions (Sears et Calambokidis 2002; Sears et Larsen 2002). Toutefois, les aires de concentration à cette période ne sont pas connues. Des études récentes de suivi de l'activité vocale des rorquals sur de longues périodes suggèrent que des rorquals bleus et des rorquals communs seraient toujours présents en hiver (de décembre à janvier ou février) dans le détroit de Davis (Simon *et al.* 2010 : rorqual commun), au large des Grands Bancs (Clark 1995 : rorqual bleu), de même qu'à l'ouest des Îles Britanniques dans le nord-est de l'Atlantique (Charif et Clark 2009), mais que certains migreraient plus au sud (Nieukirk *et al.* 2004 : rorqual commun et rorqual bleu). Le rapport de captures hivernales et printanières de rorquals bleus par une station baleinière au sud de Terre-Neuve de décembre à mai (Dickinson et Sanger 1990), des mortalités par les glaces en mars-avril au sud-ouest de Terre-Neuve (Stenson *et al.* 2003), et des observations anecdotiques dans l'EMSL et la Gaspésie durant les hivers de faible couvert de glace (Sears et Calambokidis 2002, archivées sur www.baleinesendirect.com) confirment qu'au moins une partie de la population de rorquals bleus demeure à l'année à nos latitudes.

Assumant l'existence d'une population distincte dans le nord-ouest de l'Atlantique, l'aire de distribution estivale des rorquals bleus, dont ceux qui fréquentent l'EMSL, s'étendrait de l'ouest du Groenland (détroit de Davis) jusqu'au golfe du Maine (Sears et Calambokidis 2002). Des individus fréquentant le Saint-Laurent et observés aux limites de cette distribution confirmeraient cette possibilité (Wenzel *et al.* 1988; Sears *et al.* 1990; Sears et Larsen 2002). Toutefois, les observations récentes proviennent principalement des régions de l'estuaire et du golfe, du sud et de l'est de Terre-Neuve et des eaux du plateau néo-écossais (Larsen *et al.* 1989; Sears *et al.* 1990; Sears et Calambokidis 2002; Stenson *et al.* 2003; Lesage *et al.* 2007; Abgrall 2009;

Lawson et Gosselin 2009; Comtois *et al.* 2010). Ces observations sont également beaucoup plus abondantes durant la période d'eau libre de glace que durant l'hiver, ce qui suggère un délaissement du Saint-Laurent et des régions avoisinantes pour d'autres régions de même latitude mais plus hauturières ou situées à de plus basses latitudes. La réduction de l'effort d'observation durant l'hiver, de même que la présence de glaces peut contribuer à la réduction du nombre d'observations. Néanmoins, il est jugé peu probable que la diminution du nombre d'observations soit entièrement reliée à ce phénomène compte tenu des changements saisonniers de distribution observés chez d'autres populations de rorquals bleus (par exemple Bailey *et al.* 2009; Calambokidis *et al.* 2009).

2.1.4.2 Fréquentation du Saint-Laurent par le rorqual bleu

La proportion de la population de rorquals bleus du nord-ouest de l'Atlantique fréquentant l'EMSL et le golfe, de même que la manière dont chaque individu partitionne ses efforts de recherche de nourriture entre les aires d'alimentation disponibles dans le vaste territoire de sa distribution estivale sont encore mal comprises. Toutefois, les efforts intensifs de recherche et les collaborations nationales et internationales de la Station de recherche des Îles Mingan (MICS) depuis plus de 30 ans, de même que la centralisation des observations de rorquals bleus dans le nord-ouest de l'Atlantique par le MICS ont permis d'apporter un certain éclairage sur cette question. Ces travaux de longue haleine se basent principalement sur la reconnaissance des individus grâce aux patrons individuels de pigmentation de la peau (Sears *et al.* 1990).

Une analyse des données de photo-identification du MICS a été achevée dans le cadre de l'IRÉ; elle avait pour but (entre autres) de mieux comprendre la fréquentation et le degré de fidélité des rorquals bleus aux aires d'alimentation comprises principalement dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe (Comtois 2010; Comtois *et al.* 2010). Les observations de rorquals bleus pour cette étude provenaient principalement de cinq régions, soit la Minganie, l'EMSL, les secteurs de Gaspé, de Sept-Îles et du nord-est du golfe (Figure 2.1.4-1); elles comprenaient les observations du groupe de recherche du MICS ainsi que celles, plus opportunistes, d'autres sources (Comtois *et al.* 2010). Bien que cette base de données comporte certaines limites sur le plan de l'échantillonnage et de la couverture des observations, elle est la plus substantielle qui existe pour la population de rorquals bleus du nord-ouest de l'Atlantique. Seuls de rares relevés systématiques se sont consacrés à l'évaluation de la distribution et de l'abondance des cétacés qui fréquentent le Saint-Laurent (Sears et Williamson 1982; KinGolfeey et Reeves 1998; Lesage *et al.* 2007; Lawson et Gosselin 2009). Ces études s'accordent toutes sur l'importance particulière que représentent la Côte-Nord, l'EMSL et le nord-ouest du golfe pour les cétacés. Cependant, la présence de rorquals bleus dans des zones où elle avait été remarquée de manière anecdotique a été documentée par Comtois *et al.* (2010) en se basant sur les données d'observations compilées par le MICS.

Ainsi, ces données ont permis d'établir qu'un minimum variant de 23 à 96 rorquals bleus différents (moyenne ± SD = 60 ± 21 individus) visitent annuellement le Saint-Laurent (Tableau 2.1.4-2). La proportion de la population que constituent ces animaux demeure toutefois inconnue puisque la taille de la population l'est également; il est cependant improbable qu'elle excède 250 individus (Sears et Calambokidis 2002; Lesage *et al.* 2007).

Une analyse précédente d'une partie de ces données, mais incluant les observations effectuées hors du Saint-Laurent, avait permis de déceler un certain degré de fidélité des individus envers certaines aires d'alimentation, malgré la couverture inégale et partielle de l'aire de distribution. Ainsi, environ 40 % des rorquals bleus identifiés de 1979 jusqu'au début des années 2000 fréquentaient l'estuaire ou le golfe d'année en année; les autres individus n'y étaient vus que

sporadiquement et étaient soupçonnés d'utiliser plutôt les eaux du plateau continental du détroit de Davis, de la mer du Labrador, du Bonnet Flaman (*Flemish Cap*) et de la Nouvelle-Angleterre (Sears et Calambokidis 2002). Des 20 rorquals bleus photographiés hors du Saint-Laurent durant cette période, mais dans les eaux canadiennes, américaines ou de l'ouest du Groenland, seuls trois individus (15 %) étaient connus du Saint-Laurent (Sears et Larsen 2002). Une compilation ultérieure des données récoltées jusqu'en 2005 suggère que la proportion des animaux fréquentant le golfe et les eaux extérieures à celui-ci serait plus élevée que le 15 % précédemment établi (Sears *et al.* 2005). Bien que ces résultats ne nous informent pas directement sur le degré de fidélité à un site particulier, ils impliquent néanmoins que seule une portion de la population de rorquals bleus du nord-ouest de l'Atlantique fréquenterait le Saint-Laurent.

L'analyse des données effectuée dans le cadre de l'IRÉ démontre que 67 % des 333 rorquals bleus photographiés entre 1979 et 2008 dans le Saint-Laurent y ont été vus plus d'une année. Une réanalyse des données présentées à l'annexe 4 du rapport de Comtois *et al.* (2010) démontre également les faits suivants concernant la fidélité aux aires d'alimentation du Saint-Laurent; soit que des 229 individus revus sur plus d'une année, environ le quart (59 individus ou 26 %) n'a été vu que dans une seule région et seuls 22 individus (10 %) y ont été vu d'une manière régulière (> trois années) au fil des ans. En d'autres mots, la majorité (90 %) des animaux qui reviennent dans le Saint-Laurent à plus d'une reprise au fil des ans ont été observés à d'autres sites que celui où ils avaient été identifiés pour la première fois. Cette réanalyse démontre également que les visiteurs réguliers du Saint-Laurent (> trois années), peu importe leur assiduité à une région ou à une autre, constitueraient 38 % des individus observés dans le Saint-Laurent depuis 1979, une proportion très similaire à celle (40 %) estimée à partir d'un jeu de données plus réduit près de dix ans plus tôt (Sears et Calambokidis 2002).

Il résulte de l'ensemble de ces observations que le Saint-Laurent représente une partie de l'aire de distribution du rorqual bleu du nord-ouest de l'Atlantique, qu'il est fréquenté par une portion inconnue de la population, dont environ 40 % y retourne régulièrement, et desquels 90 % y exploitent plus d'une région au fil des ans. L'EMSL constituerait donc l'une des aires d'alimentation disponible aux animaux de la population de rorquals bleus pour remplir cette fonction.

2.1.4.3 Importance relative de l'estuaire maritime du Saint-Laurent

L'analyse des données de photo-identification du MICS complétée dans le cadre de l'IRÉ a également permis d'examiner l'importance relative des diverses aires d'alimentation connues dans le Saint-Laurent, incluant l'EMSL. Il en ressort que la Minganie, une région où l'effort d'échantillonnage a été soutenu depuis 1979, semble avoir été délaissée par les rorquals bleus au début des années 1990. Cette région, où étaient recensés en moyenne à cette époque de 15 à 20 rorquals bleus par année, n'est depuis fréquentée annuellement que par quelques individus (Tableau 2.1.4-2). On note toutefois que 76 % (35/46) des individus observés dans cette région avant 1994 (année charnière utilisée pour conclure à une diminution d'abondance) n'ont jamais été revus dans le Saint-Laurent ou ailleurs par la suite (réanalyse de l'annexe 4 de Comtois *et al.* 2010). Ces animaux seraient morts ou utiliseraient depuis lors des aires d'alimentation estivales inconnues, possiblement hors des limites du Saint-Laurent.

Cette diminution de la fréquentation de la Minganie par les rorquals bleus a initié ou intensifié en 1993 des efforts d'échantillonnage dans d'autres régions du Saint-Laurent, dont l'EMSL où des observations étaient rapportées régulièrement (Comtois *et al.* 2010 : Figure 7). Des disparités dans l'effort d'échantillonnage entre les années et les sites rendent difficile l'interprétation des données pour en tirer des tendances spatio-temporelles. Néanmoins, l'EMSL semble être

l'endroit de prédilection pour les rorquals bleus dans le Saint-Laurent puisqu'en moyenne une quarantaine d'individus (étendue : 5 à 73 individus) y sont vus chaque année (Figure 2.1.4-2), quoique ce nombre semble varier selon l'effort déployé (Comtois *et al.* 2010 : Figure 8). Toutefois, l'augmentation récente de l'effort le long de la péninsule gaspésienne et celle concomitante du nombre de rorquals bleus détectés dans cette région pourraient altérer cette perception. En effet, malgré un effort relativement limité et centré sur juin, l'étude de Comtois *et al.* (2010) fait état de nombres pouvant aller jusqu'à 58 individus différents rapportés le long de la péninsule Gaspésienne (Tableau 2.1.4-2). Or, cette région est également fréquentée par le rorqual bleu en automne (R. Sears, MICS, données non publiées; V. Lesage et R. Sears, données non publiées), ce qui pourrait bonifier ces estimations régionales annuelles et accroître l'importance relative de la région gaspésienne par rapport à celle de l'EMSL ou d'autres endroits du golfe.

Par ailleurs, l'EMSL a été visité par 220 individus différents entre 1987 et 2007 et 92 visiteurs réguliers du Saint-Laurent seraient assidus à l'EMSL, c'est-à-dire que bien que tous n'y soient pas recensés chaque année, ils semblent y revenir sur une base régulière depuis leur première observation. Cette assiduité suggère une certaine prévisibilité et récurrence de la disponibilité de nourriture au fil des ans dans cette région. Il est possible qu'une assiduité similaire existe pour d'autres régions du Saint-Laurent, à l'exclusion de la région de Mingan qui est toujours échantillonnée de manière soutenue sans qu'on y ait détecté d'importants nombres de rorquals bleus ces dernières années. Toutefois, l'effort d'observation moindre dans d'autres régions comme le nord-est du golfe ou l'ouest de la région de Terre-Neuve peut réduire les chances d'observer des animaux et prévenir la détection d'un phénomène semblable dans ces régions.

On note également que le taux de découverte de nouveaux individus semble plafonner dans l'EMSL depuis 2002 puisque seulement de 0 à 4 nouveaux individus y sont recensés annuellement depuis, ce qui est faible comparativement aux totaux annuels de rorquals bleus variant de 18 à 46 animaux pour cette région. Inversement, le taux de découverte d'individus nouveaux au catalogue demeure élevé pour la péninsule gaspésienne. Il varie de 40 à 65 % depuis 2005 relativement à des totaux annuels de 23 à 58 rorquals bleus pour cette région, et a été régulièrement de plus de 50 % au cours des années précédentes (Tableau 2.1.4-2). Par conséquent, l'importance de la Gaspésie pour les rorquals bleus est probablement actuellement sous-estimée.

2.1.4.4 Patrons de déplacement dans le Saint-Laurent maritime et fréquentation de l'EMSL

Les données analysées dans le cadre de l'IRÉ ne permettent pas de qualifier la résidence des individus dans un secteur donné puisqu'elles ne tiennent pas compte de l'intervalle entre les observations répétées. Néanmoins, un indice de résidence a pu être obtenu à partir du nombre de jours d'occurrence dans un secteur donné, de même que par le nombre de sites visités annuellement. Ainsi, la forte proportion d'individus qui n'ont été observés qu'une seule fois durant une année particulière dans l'EMSL (47 %) ou la région de Mingan (57 %), là où les efforts d'observation ont été les plus soutenus, suggèrerait une résidence relativement courte dans ces secteurs (Comtois *et al.* 2010 : Figures 10–12). La réciproque serait que 53 % et 43 % des individus vus dans l'EMSL ou dans la Minganie y sont revus au moins à deux reprises durant une année particulière. Le fait que plusieurs individus considérés cosmopolites de par leur visite de plus d'un site au fil des ans, aient été observés à deux ou trois sites différents certaines années (Comtois *et al.* 2010 : Annexe 4) supporte l'hypothèse d'une visite séquentielle de diverses aires d'alimentation.

Les nombreuses études des rorquals bleus du Pacifique peuvent apporter un certain éclairage quant à la dynamique d'utilisation des aires d'alimentation chez cette espèce. Ainsi, la photo-identification a permis d'établir que les rorquals bleus du Pacifique peuvent parcourir des distances pouvant aller jusqu'à 2500 km en moins d'un mois (Calambokidis *et al.* 2009). Les mouvements de 92 individus suivis par télémétrie satellite dans cette région dénotent l'existence de fortes variations interannuelles des zones fréquentées, de même que d'une grande variabilité des temps de résidence (Bailey *et al.* 2009). Ceux-ci étaient en moyenne de 21 jours mais pouvaient varier de 3 à 115 jours selon les individus (Mate *et al.* 1999; Bailey *et al.* 2009). Les zones de résidence identifiées avaient en moyenne un rayon de 50 km et pouvaient varier de 10 à 360 km.

Les conclusions des études des rorquals bleus du Pacifique semblent donc contredire celles tirées pour le Saint-Laurent puisqu'elles suggèrent que lorsque les rorquals bleus se retrouvent dans un habitat adéquat, ils y demeurent pour une période prolongée (Bailey *et al.* 2009). Toutefois, tel n'est pas le cas puisqu'en transposant au Saint-Laurent les rayons des zones de résidence décrits pour les rorquals bleus du Pacifique, on note que l'étendue d'une zone comprenant par exemple l'EMSL et le nord-ouest du golfe est semblable à celle des plus grandes zones rapportées pour le Pacifique.

Notre compréhension de la manière dont les rorquals bleus évoluent entre les aires d'alimentation du Saint-Laurent se base principalement sur la séquence des observations de densités de rorquals bleus dans diverses régions plutôt que sur le suivi longitudinal d'individus au cours d'une saison. Ainsi, des mortalités par les glaces, concentrées au sud-ouest de Terre-Neuve près de la Baie St-Georges au printemps, suggèrent que les rorquals bleus entrent dans le Saint-Laurent principalement par le détroit de Cabot au cours des mois de mars et avril (Stenson *et al,* 2003). Les premiers rapports réguliers d'observations multiples de rorquals bleus proviennent de la péninsule gaspésienne à partir de la fin avril; ils atteignent leur maximum en juin, laissant supposer un déplacement progressif des animaux vers le nord-ouest du golfe (Sears et Calambokidis 2002). Néanmoins, des observations printanières anecdotiques de rorquals bleus aussi tôt qu'en mars dans le secteur de Baie-Comeau et à l'est de Pointe-des-Monts (MPO, données non publiées, Lesage *et al.* 2007) suggèrent que notre interprétation des mouvements séquentiels des rorquals bleus au printemps est possiblement à revoir. Des accumulations substantielles d'euphausiacés dans la région à l'est de Pointe-des-Monts, du moins au printemps, feraient de cette zone une aire hautement favorable à l'alimentation des rorquals bleus (Sameoto 1976; McQuinn *et al.* ce document) Toutefois, un effort d'observation plus systématique est nécessaire afin de déterminer l'importance relative de cette région pour le rorqual bleu. Par ailleurs, l'observation répétée d'individus photo-identifiés suggère que les rorquals bleus se disperseraient vers l'EMSL et la Côte-Nord en juin, juillet et août. Ils pénètreraient dans l'EMSL vers la fin-juillet et leur fréquentation y atteindrait son maximum en août (Edds et Macfarlane 1987; Sears et Calambokidis 2002). Les données d'observation visuelle compilées dans le cadre de l'IRÉ appuient ces observations pour l'EMSL (Tableau 2.1.4-3). En effet, bien que l'on ne puisse pas les extrapoler à la période de novembre à mai puisqu'aucun effort d'observation n'y est fait de manière soutenue, elles confirment la présence des rorquals bleus dans l'EMSL entre juin et octobre, avec une présence accrue lors des mois d'août et septembre (Edds et Macfarlane 1987). Bien que les observations y soient encore régulières en septembre et octobre, la reconnaissance d'individus de l'EMSL dans la région de Sept-Îles et Mingan laisse supposer que certains animaux voyageraient vers l'est le long de la Côte-Nord à ce moment (Sears et Calambokidis 2002). Toutefois, des observations récentes du MICS et du MPO rapportent également la présence de rorquals bleus en Gaspésie à l'automne ce qui suggère qu'ils fréquentent ce secteur au printemps et à l'automne. Des observations sont également rapportées pour les régions du nord-est du golfe durant la saison d'eau libre de glace (Comtois *et al.* 2010; Gosselin et McQuinn données non publiées). Toutefois, l'importance

de cette zone et la manière dont les rorquals de ce secteur utilisent les autres régions demeurent mal comprises (voir aussi Sears et Williamson 1982).

Des indices additionnels de la fréquentation de l'EMSL par le rorqual bleu et les autres grands cétacés ont été obtenus dans le cadre de l'IRÉ par le déploiement d'hydrophones autonomes permettant l'enregistrement de l'activité vocale des cétacés (Simard *et al.* données non publiées). L'approche préconisée, communément appelée acoustique passive (PAM), est de plus en plus appliquée soit en complément aux inventaires visuels, soit de manière indépendante pour le monitorage de la fréquentation ou de l'abondance d'espèces sauvages et notamment des mammifères marins. Elle permet l'acquisition de données sur des périodes prolongées, dans des régions difficiles d'accès, sans égard à la visibilité ou aux conditions météorologiques et ce, à des coûts relativement faibles (Mellinger *et al.* 2007a).

La détection des vocalisations d'une espèce particulière permet de confirmer sa présence, la distance du locuteur et parfois sa localisation (dépendant du type de mesures PAM); elle constitue donc un outil intéressant dans ce contexte (par exemple Stafford *et al.* 2001; Nieukirk *et al.* 2004; Mellinger *et al.* 2007b). Des estimations de densité sont obtenus comme pour les estimations visuelles de densités d'animaux lors de transects (Buckland *et al.* 2001) et une méthodologie a récemment été développée pour obtenir des estimations de densités de baleines par PAM en point fixes (Marques *et al.* 2009; Kusel *et al.* 2011). Les méthodes PAM en points fixes permettent des suivis de présence et de densités des animaux dans des régions étendues avec une continuité temporelle pouvant couvrir plus d'une année. Toutefois, son utilisation afin d'estimer l'abondance des espèces exige une connaissance préalable des variations des taux et patrons de vocalisation selon les activités et la taille des groupes, les saisons, les classes d'âge et les sexes, de même que du patron temporel des activités au site d'étude (Marques *et al.* 2013).

Les rorquals bleus émettent des sons de deux types principaux, les infrasons A et B, et la vocalise audible, de basse fréquences D, dont les patrons varient selon les régions de l'océan mondial (Edds 1982; Mellinger et Clark 2003; Berchok *et al.* 2006). Il a été démontré que les rorquals bleus mâles produisent les deux types mais on ignore pour l'instant si les femelles en produisent plus d'un type (McDonald *et al.* 2001; Oleson *et al.* 2007). On sait que cette espèce vocalise toute l'année et on interprète la production des puissants sons A-B des mâles comme étant reliée à la communication longue distance, possiblement associée à la reproduction et au pairage des couples qui se produirait sur une longue période (Oleson *et al.* 2007). Les sons de type D, moins puissants et se propageant sur de moins grandes distances, sont produits par les deux sexes et seraient reliés à des interactions sociales et de contact (Oleson *et al.* 2007). Cette activité régulière de vocalisation est utilisée pour suivre les migrations des populations dans les grands bassins océaniques (Watkins *et al.* 2000) ainsi que pour identifier un habitat potentiel à des échelles plus petites (Stafford *et al.* 2001; Burtenshaw *et al.* 2004; Stafford *et al.* 2007; Charif et Clark 2009; Širovic et Hildebrand 2010). Des études effectuées dans l'EMSL confirment que les rorquals bleus visitant cette région principalement pour s'alimenter émettent les deux types de sons (Edds 1982; Berchok *et al.* 2006; Simard et Roy 2008; Mouy *et al.* 2009).

Sept déploiements d'hydrophones autonomes ont eu lieu entre 2007 et 2009 à cinq sites dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe (Figure 2.1.4-3). Les périodes d'enregistrement variaient de 1 à 15 mois (Tableau 2.1.4-4). Des grands rorquals sont détectés saisonnièrement dans chacun de ces secteurs.

Les résultats préliminaires issus de ces enregistrements démontrent une activité vocale plus intense du début septembre à la fin décembre dans la région des Escoumins et de Baie-des-

Sables pour les rorquals communs et les rorquals bleus, appuyant ainsi les observations issues d'autres méthodes et suggérant la persistance d'individus de ces deux espèces dans la région jusqu'à tard en automne et au début de l'hiver (Figure 2.1.4-4). Les détections d'activité vocale pour les rorquals bleus dans cette région ont été en général moins fréquentes que pour les rorquals communs, en partie parce que leur cadence de répétition de vocalisations est généralement sept fois plus faible. Elles supportent cependant l'occurrence périodique de rorquals bleus dans l'EMSL tout au long de l'année, incluant les mois d'hiver, où quelques vocalisations ont été confirmées. La persistance d'une activité vocale des rorquals bleus jusqu'à tard en automne a été observée aux stations du golfe (Port-Cartier et Anticosti). Une analyse plus approfondie sera effectuée afin de dégager les tendances et patrons de vocalisations de chaque espèce à chacun des sites et d'analyser la variabilité en fonction de la concentration et du comportement des proies mesurés simultanément par méthode hydroacoustique (ADCP; voir plus loin) aux stations.

2.2 L'EMSL, UN HABITAT IMPORTANT POUR LES BALEINES?

Le rorqual bleu est sténophage, c'est-à-dire qu'il se nourrit essentiellement d'une seule source de nourriture, en l'occurrence de petits invertébrés zooplanctoniques de la famille des euphausiacés communément appelées « krill », bien que les copépodes puissent également constituer une part de leur alimentation (Sears et Calambokidis 2002). Dans l'Atlantique Nord et dans le golfe du Saint-Laurent, leurs proies principales sont les euphausiacés *Thysanoessa inermis*, *T. longicaudata*, *T. raschii* et *Meganyctiphanes norvegica* (Sears et Calambokidis 2002; Gavrilchuk *et al.* Sous presse). La stratégie d'alimentation du rorqual bleu consiste à engouffrer de grandes agrégations de crustacés planctoniques (Nemoto 1970; Yochem et Leatherwood 1985). Pour être efficace et aussi parce que leurs besoins énergétiques sont immenses, ces animaux sont contraints à exploiter des endroits où l'agrégation saisonnière de proies est non seulement prévisible, mais également de densité élevée (Acevedo-Gutiérrez *et al.* 2002). Il n'est donc pas surprenant que plusieurs travaux aient déjà établi une forte corrélation entre la distribution des rorquals bleus et les zones propices à de fortes agrégations de proies (Fiedler *et al.* 1998; Croll *et al.* 2005; Doniol-Valcroze *et al.* 2007).

Des zones de remontée d'eau particulièrement productives ont été décrites dans le Saint-Laurent (Rose et Leggett 1988; Koutitonsky et Bugden 1991). Parmi elles, la tête du chenal Laurentien est reconnue comme une zone de concentration et de rétention récurrente du krill (Simard 2009a), mais d'autres zones semblables existent comme le détroit de Jacques-Cartier, les environs de l'île d'Anticosti, le long de la Côte-Nord au nord-ouest du golfe et la Gaspésie (Sameoto 1976, Sourisseau *et al.* 2006; McQuinn *et al.* ce document). Il existe évidemment une étroite juxtaposition entre ces zones d'agrégation et les régions préférentiellement fréquentées par les cétacés (Lesage *et al.* 2007). Le régime alimentaire limité (sténophagie) des rorquals bleus (Sears et Calambokidis 2002; Gavrilchuk *et al.* Sous presse) ainsi que leur exigence pour des sites à forte densité de proies rendent ces derniers particulièrement dépendants des changements touchant l'abondance et/ou la répartition de ces proies. Les facteurs et processus clés déterminant l'abondance et la distribution du krill vont maintenant être abordés.

3. FACTEURS ET PROCESSUS CLÉS DÉTERMINANT L'ABONDANCE ET LA DISTRIBUTION DU KRILL DANS LA DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DE LA DISTRIBUTION DU RORQUAL BLEU

3.1 ZONE D'AGRÉGATION DU KRILL DANS L'EMSL

(Y. Simard, N. Roy et D. Lavoie)

La distribution et l'agrégation de krill dans l'EMSL et le golfe du Saint-Laurent ont été mises en évidence dès le milieu des années 1970 par les travaux pionniers des universités québécoises et du MPO utilisant l'acoustique à hautes fréquences (Sameoto 1976; 1980). L'importance des mécanismes de transport du krill a commencé à être identifiée à cette même période. Les travaux des années 1980 à 1990 ont mis en évidence l'agrégation et la dynamique des migrations verticales qui ont servi à énoncer le modèle conceptuel d'agrégation dans l'EMSL sous l'action combinée de la circulation et du phototactisme négatif des adultes. Les campagnes de mesures par acoustique multifréquences, pêche et mesures océanographiques ont permis par la suite d'estimer plus précisément les quantités de krill, à la tête du chenal Laurentien, leurs intervalles de confiance et leur variabilité temporelle. La modélisation hydrodynamique couplée à des modèles biologiques de distributions verticales a permis de cerner des processus créant des agrégations dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Les particularités des processus océanographique d'agrégation proposés dans l'EMSL ont été résumées dans un récent ouvrage de synthèse (Simard 2009a).

Selon ces travaux, le krill adulte serait plus abondant dans le nord-ouest du golfe et l'estuaire (Berkes 1976, Sameoto 1976) et tendrait à se concentrer sur les rebords du chenal Laurentien, plus particulièrement à sa tête dans le PMSSL où de riches agrégations se forment (Simard et Lavoie 1999; Simard *et al.* 2003). Le processus d'agrégation fait intervenir la circulation hydrodynamique et le comportement d'évitement de la lumière du jour par le krill (Simard *et al.* 1986a; 1986b). Là où les courants (de marée et d'autres forçages) tendent à pousser le krill vers la lumière, particulièrement sur les pentes des rebords du chenal et à sa tête, le krill se concentre par évitement en combattant le courant vertical (Lavoie *et al.* 2000; Cotté et Simard 2005; Simard 2009a; 2009b). Les courants horizontaux transportent alors le krill concentré principalement le long des rebords du chenal, dans les directions de la circulation résiduelle dans la région (Sourisseau *et al.* 2006). Or, celle-ci est dans la direction amont en profondeur, en raison du forçage estuarien par lequel les eaux moins denses de l'amont sont évacuées en surface et celles plus denses de l'Atlantique en aval pénètrent en profondeur vers l'amont. Ainsi, le krill de l'ouest du golfe tend à être en quelque sorte « aspiré » vers la tête du chenal Laurentien, par un mécanisme très énergique et persistant, la circulation estuarienne du grand système Saint-Laurent, laquelle dépend en grande part de ses débits d'eau douce (Saucier *et al.* 2009; Simard 2009a; 2009b).

Ce mécanisme d'agrégation du krill serait aussi en action ailleurs dans le golfe, notamment sur les rebords et à la tête des chenaux et bassins, ainsi que dans d'autres environnements agrégatifs au Canada (Mackas *et al.* 1997) et ailleurs dans le monde (voir Simard et Harvey 2010). Une structure océanographique particulièrement importante pour le transport vers l'estuaire serait la gyre d'Anticosti où des agrégations se formant le long des rebords du chenal Laurentien seraient prises en charge par la circulation antihoraire de cette grande gyre (Sameoto 1976; 1980; 1983; Sourisseau *et al.* 2006; McQuinn *et al.* ce document, Simard *et al.* données non publiées). Cette structure aidant à la rétention et à la recirculation du krill dans l'ouest du golfe serait la source de l'agrégation de krill dans l'estuaire. Elle approvisionnerait l'estuaire par un étroit corridor le long du rebord nord du chenal qui s'ouvre par une « valve »

située à Pointe-des-Monts (Sourisseau *et al.* 2006; 2008; Simard 2009a). Un des projets de l'IRÉ visait à préciser et à quantifier le fonctionnement de ce concept de « valve » océanographique.

3.2 PATRON DE DISTRIBUTION SPATIALE DU KRILL ET VARIABILITÉ INTERANNUELLE D'ABONDANCE

(I. H. McQuinn, J.-F. St. Pierre, M. Dion et S. Plourde)

3.2.1 Étude à grande échelle

Les analyses des données acoustiques à deux fréquences récoltées pendant trois années sur l'ensemble du golfe lors de relevés multidisciplinaires au chalut de fond ont permis d'obtenir une série de cartes de la distribution du zooplancton couvrant une grande superficie (Figure 3.2.1-1. Plusieurs régions présentant des récurrences annuelles ont pu être identifiées comme des zones d'accumulation de zooplancton. Les données acoustiques provenant de la pointe de la péninsule gaspésienne varient considérablement en intensité. Cependant, cette région s'est avérée une zone de forte accumulation de biomasse à chacun des relevés (Figure 3.2.1-1). L'étendue de cette zone d'accumulation a aussi varié, s'étirant à l'est en direction du sud du golfe lors de tous les relevés de juin alors qu'en septembre 2005, elle était beaucoup plus réduite. Dans la plupart des relevés, les agrégations au niveau de Gaspé s'étendaient aussi le long de la pente sud du chenal Laurentien.

De la même façon, bien que le chenal d'Anticosti n'ait pas été fréquemment visité, une accumulation de biomasse zooplanctonique au dessus de la moyenne a été enregistrée à cet endroit, ce qui est similaire aux observations de Sameoto (1976) et de Berkes (1976). Également, l'EMSL présentait une distribution de la biomasse zooplanctonique assez homogène et supérieure à la moyenne pour les relevés couvrant cette région. Finalement, des concentrations de zooplancton ont été retrouvées au large de la côte ouest de Terre-Neuve, particulièrement le long du talus est jusqu'à la tête du chenal Esquiman en août 2005 et en juin 2006. De tous les jeux de données sur l'ensemble du golfe, l'une des plus fortes valeurs de rétrodiffusions a été mesurée au sein des agrégations échantillonnées le long de ce talus.

Ces relevés ont été utiles pour explorer et identifier les zones de concentration du zooplancton dans le golfe. Toutefois, les régions côtières n'ont pas été bien couvertes par les relevés, particulièrement les zones de talus près des côtes; plusieurs régions de densité potentiellement élevée ont donc été sous-échantillonnées. L'ouest de la gyre d'Anticosti et le long de la Côte-Nord du Québec dans la région de Pentecôte en sont des exemples (Figures 3.2.1-1 A, B et E). Les quelques sections acoustiques effectuées dans cette région ont montré les densités les plus fortes de tout le golfe (Figures 3.2.1-1C et 3.2.1-1D). Ces missions étant limitées à seulement deux fréquences, une classification du zooplancton plus détaillée par taxon n'a pas été possible, que ce soit pour discriminer les espèces de krill entre elles ou les copépodes et les euphausiacés.

3.2.2 Relevés à l'échelle régionale

Des relevés acoustiques systématiques de haute résolution spatiale ont été effectués à l'échelle régionale avec des transects généralement perpendiculaires au gradient de densité de biomasse et espacés de 10 - 15 km (Jolly et Hampton 1990). Ces relevés étaient stratifiés afin de concentrer l'effort au niveau des zones côtières (habitats des plateaux (10 - 100 m) et talus (100 - 180 m)), là où les relevés à grande échelle des missions multidisciplinaires suggéraient que la biomasse de zooplancton était concentrée. Néanmoins, les zones de plus faible densité

ont également été échantillonnées, mais avec une plus faible résolution spatiale (Figure 3.2.2-1). Cela a ainsi permis de délimiter les agrégations de krill de façon plus précise.

3.2.2.1 Densité, abondance et distribution horizontale

La biomasse totale a été estimée par strate pour deux espèces de krill (c'est-à-dire le krill arctique, *Thysanoessa raschii* et le krill nordique, *Meganyctiphanes norvegica*) pour tous les relevés régionaux. Les deux espèces ont été identifiées par une méthode acoustique multifréquence validée à l'aide d'un filet à plancton modifié pour la capture du krill (JackNet) (McQuinn *et al.* 2013). Les estimations par strate présentaient un grand éventail de valeurs en raison de la nature fortement agrégée (*patchy*) de ces espèces, surtout *T. raschii*.

En 2008, le temps de navire limité a permis l'échantillonnage de seulement deux strates en mai, Pentecôte et Baie Comeau. Néanmoins, l'estimation de biomasse pour Pentecôte était de 71 kt pour *T. raschii* et de 70 kt pour *M. norvegica*, pour un total de 141 kt (Tableau 3.2-1), ce qui constituait la plus grande estimation ponctuelle d'abondance de krill dans le golfe. La strate de Baie Comeau contenait 36 kt de *T. raschii* et 31 kt de *M. norvegica* (total = 67 kt de krill), soit un total de plus de 108 kt pour *T. raschii* et de 100 kt pour *M. norvegica* (208 kt de krill) uniquement pour ces deux strates. Dans le relevé d'août, les estimations totales pour les mêmes strates étaient de 83 kt pour *T. raschii* et de 50 kt pour *M. norvegica*, représentant une diminution de 23 et 50 % respectivement (Tableau 3.2-2). Ces estimations étaient cependant les plus élevées lorsque comparées aux autres zones couvertes lors du relevé du mois d'août (Tableau 3.2-2).

En 2009, la biomasse totale du krill arctique dans le nord-ouest du golfe (l'ensemble des strates) s'élevait à 249 kt en juin et à 602 kt en août (Tableaux 3.2-3 et 3.2-4). Pour des fins de comparaison, si l'on considère seulement les strates communes échantillonnées les deux mois, les estimations d'août égalaient 481 kt. La biomasse du krill nordique a été estimée à 246 kt en juin 2009 et à 396 kt en août (Tableaux 3.2-3 et 3.2-4) ou à 285 kt en août si l'on considère seulement les strates échantillonnées en juin. La biomasse totale du krill dans le nord-ouest du golfe a donc été estimée à 537 kt en juin et environ 1,0 million de tonnes en août. Les strates possédant la plus grande densité et la plus grande biomasse de *T. raschii* en juin étaient celles de Gaspé et de Baie Comeau, respectivement (Tableau 3.2-3). En août, les deux estimations les plus élevées étaient au niveau des strates de Gaspé et de Pentecôte (Tableau 3.2-4). Bien que *M. norvegica* soit en général plus dispersée, la plus haute densité ainsi que la biomasse la plus élevée par strate pour cette espèce ont été retrouvées le long de Pentecôte en juin et de Gaspé en août 2009.

Les estimations de densité par strate pour le krill arctique variaient entre 0,3 et 56 g m^{-2} en juin et de 0,1 à 155 g m^{-2} en août 2009 (Tableaux 3.2-3 et 3.2-4). Le krill nordique était retrouvé de façon beaucoup moins dense dans les deux relevés, de 1,6 à 71 g m^{-2} en juin et de 0,6 à 71 g m^{-2} en août, et présentait aussi moins de variabilité intra-strate, c'est-à-dire une distribution plus homogène, comme le démontrent les valeurs plus faibles des coefficients de variation (CVs) (Tableaux 3.2-3 et 3.2-4).

Les patrons de répartition de *T. raschii* présentaient des différences importantes entre juin et août 2009 au niveau de la quantité de biomasse et de sa distribution. En juin, des accumulations distinctes de *T. raschii* étaient situées le long de la Côte-Nord de l'estuaire, de Baie Comeau (ST2A) à Forestville (ST2B), et au niveau de la tête du chenal Laurentien (ST3A) et de la côte sud de l'estuaire maritime (ST2C) (Figure 3.2.2.1-1B). Une grande agrégation s'étendait aussi de Mont-Louis à Petite Vallée (ST6) et une accumulation était également présente au large de Gaspé (ST8 et ST8A).

En août 2009, les zones majeures d'accumulation étaient moins nombreuses mais les densités étaient plus élevées (Figure 3.2.2.1-1E). Les agrégations étaient principalement retrouvées le long de Pentecôte (ST1B), entre Matane et Cap-Chat (ST2C) et au large de Gaspé (ST7-ST8AA) où les densités dépassaient de 4,8 à 5,5 fois celles de juin, dépendamment de la strate. Les densités étaient par contre de 2,6 à 8,6 fois plus faibles le long de la côte nord de l'estuaire (ST2A), à la tête du chenal Laurentien (ST3A) et dans le courant de Gaspé (ST6) (Tableaux 3.2-4 et 3.2-5).

Les changements dans la distribution de *M. norvegica* de juin à août étaient plus systématiques mais non moins importants (Figures 3.2.2.1-2B et 3.2.2.1-2E). La densité du krill nordique a décliné partout de 2,0 à 3,0 fois, à l'exception de la Gaspésie où la densité zonale augmentait par un facteur de 6,8. Cependant, la biomasse totale échantillonnée est restée semblable, en augmentation de seulement 15 % quand on compare les strates échantillonnées pendant les deux relevés (juin : 246 ± 29 kt vs. août : 284 ± 20 kt). Ceci suggère que la biomasse aurait été conservée dans le système et n'aurait donc pas diminué de façon importante au cours de l'été 2009.

Une autre caractéristique notable des relevés de juin et août 2009 était l'absence quasi totale du krill arctique le long du talus nord du chenal Laurentien entre l'île d'Anticosti et Sept-Îles (Figures 3.2.2.1-1A et 3.2.2.1-1B). Cette observation est quelque peu surprenante étant donné que lors de nos missions, des agrégations importantes se retrouvaient le long du talus tout autour de la gyre, à l'ouest comme au sud, mais pas dans ce qui avait été prédit comme un important couloir de transport du krill du nord-ouest du golfe vers l'EMSL (Sourisseau *et al.* 2006). Voir sections 3.3 et 3.4.

3.2.2.2 Habitats

L'analyse de la distribution spatiale des deux espèces dans le nord-ouest du golfe a de plus été réalisée par strates de profondeur ou « habitats » : le plateau (10 - 100 m), le talus (100 - 180 m) et le chenal (>180 m). Des différences de distribution importantes ont pu être remarquées entre ces habitats. En juin 2009, la plus forte densité moyenne de *T. raschii* a été retrouvée sur les talus du côté nord du chenal Laurentien (73 g m^{-2}) et sur le plateau près de la côte (104 g m^{-2}) du côté sud alors que la concentration observée dans le chenal atteignait tout au plus 23 g m^{-2} en moyenne (Tableau 3.2-5A). *T. raschii* était encore plus concentrée en août, avec une densité moyenne de 163 g m^{-2} pour les talus du côté sud, suivie par 64 et 4 g m^{-2} sur le plateau et dans le chenal respectivement (Tableau 3.2-5B). Toutefois, quelques strates ne reflétaient pas ce patron général. En juin 2009, une densité élevée de *T. raschii* a été retrouvée dans le chenal à la strate ST3A à la tête du chenal Laurentien (51 g m^{-2}).

Les répartitions saisonnières de *M. norvegica* étaient plus homogènes entre les strates de profondeurs. En juin et en août 2009, sa biomasse était presque toujours plus élevée le long des talus puis du chenal et seulement une petite fraction était retrouvée sur les plateaux lors des deux relevés (Tableaux 3.2-5A et 3.2-5B).

3.2.2.3 Distribution verticale

La distribution verticale de *T. raschii* et *M. norvegica* a été estimée pour chaque habitat, chaque strate et pour chaque relevé. Ici, une agrégation est définie par la densité, soit la biomasse par volume (g m^{-3}) qui représente la concentration de la biomasse dans un plan vertical moyenné sur le plan horizontal. De cette façon, des démarcations nettes sont devenues apparentes entre les strates géographiques et les strates de profondeur ou « habitats » où le krill était concentré et celles où le krill ne l'était pas. Pour *T. raschii*, les strates de profondeur ayant des agrégations

considérées comme faibles présentaient une densité moyenne maximale qui ne dépassait pas 4 g m^{-3}. Pour les strates ayant des agrégations de *T. raschii* considérées comme étant élevées, la densité moyenne maximale variait entre 4 et 16 g m^{-3} et était toujours retrouvée soit au niveau du talus soit au niveau du plateau (Tableau 3.2-6). En général, *M. norvegica* n'était pas densément concentrée dans aucune strate (< 4 g m^{-3}), sauf quelques exceptions à la strate ST1B (Pentecôte) au niveau du talus (Tableaux 3.2-6A, C et D).

Bien que les distributions verticales se chevauchaient à divers degrés, le krill arctique était constamment au-dessus du krill nordique, son centre de masse se retrouvant de moins de 10 m à plus de 60 m plus haut dans la colonne d'eau. Ces différences ne suivaient apparemment aucun patron temporel ou spatial; par exemple, le long de la Gaspésie (ST6, ST7, ST8) en 2009, l'écart était de plus de 40 m en juin mais de seulement 10 m ou moins en août.

Dans la plupart des strates et pour tous les relevés, de 25 à 75 % de la biomasse de *T. raschii* se situait dans un intervalle de profondeur inférieur ou égal à celui de *M. norvegica*. Quelques exceptions ont toutefois été observées lorsque *M. norvegica* était présente suffisamment en profondeur pour que sa limite inférieure soit imposée par le fond (mai 2008 : ST1B, ST2A; août 2008 : ST1A; juin 2009 : ST8A; août 2009 : ST1B) ou lorsque la densité de *T. raschii* était faible (<1,5 g m^{-3}) et avait une distribution bi- ou multimodale sur toute la colonne d'eau (mai 2008 : ST1A, août 2008 : ST2A; juin 2009 : ST1B, ST5, ST7; août 2009 : ST3A).

La comparaison de la distribution verticale des deux espèces entre les strates a révélé un patron géographique évident; le centre de masse des deux espèces était plus profond en dehors de l'estuaire maritime qu'à l'intérieur (Figures 3.2.2.3-1 et 3.2.2.3-2). Ce patron a été observé sur les talus, là où se retrouve la majorité des deux espèces, lors de chaque relevé de 2008 et 2009. Contrairement à ce qui a été préalablement observé à partir de données limitées à l'EMSL et au centre de la gyre d'Anticosti (Harvey *et al.* 2009), aucune relation entre le centre de masse et la profondeur de la limite inférieure de la CIF, que cette limite soit définie à 0,5 ou 1,0°C, n'a été mise en évidence (Figure 3.2.2.3-3). *T. raschii* semblerait tolérer une température jusqu'à un seuil minimum de 0,5°C et *M. norvegica* jusqu'à 1,5°C (Figure 3.2.2.3-4) indiquant que ces espèces sont eurythermes (voir revue de Kaartvedt 2010) et que la température n'influence pas la sélection de leur profondeur diurne. Il en va de même pour les autres propriétés de la CIF et de la couche profonde, comme la salinité et la densité, puisqu'elles sont associées à la température (données non-présentées).

Toutefois, une forte corrélation (r^2 = 0,85 et 0,74 pour *T. raschii* et *M. norvegica*, respectivement) a été calculée entre le centre de masse et la salinité de surface (Figure 3.2.2.3-5); ceci résulte probablement des variations de la pénétration de la lumière, la turbidité de l'eau augmentant avec la quantité d'eau douce. Harvey *et al.* (2009) avaient rapporté une relation entre l'amplitude de la migration verticale et un indice de stratification sans toutefois en dissocier l'effet de la pénétration de la lumière.

3.2.3 Régions d'accumulation du krill et agrégations

La série de relevés réalisés entre 2000 et 2009 constitue la première étude sur le terrain de la distribution du krill à grande échelle et à échelle régionale dans le golfe en plus de 30 ans. Les techniques se sont beaucoup améliorées au cours de ces dernières années, en particulier les méthodes d'échantillonnage, mais aussi celles d'analyse. L'utilisation d'une lumière stroboscopique pour prélever les échantillons biologiques de macrozooplancton a contribué à diminuer le biais associé à l'évitement du filet par les organismes (Simard et Sourisseau 2009), notamment pour le krill arctique (St-Pierre et McQuinn, données non publiées). De plus, la possibilité d'identifier *T. raschii* et *M. norvegica* par des méthodes acoustiques (McQuinn *et al.*

2013) a eu un impact majeur sur notre capacité d'étudier la dynamique du krill dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe.

La tête du chenal Laurentien a souvent été présentée comme la zone de concentration de krill la plus dense documentée dans l'est de l'Amérique du Nord (Simard et Lavoie 1999). Cependant, la présente étude qui a couvert une étendue plus grande que les précédentes a identifié d'autres zones où les concentrations sont souvent supérieures, à la fois en biomasse et en densité, à celles décrites auparavant pour la tête du chenal Laurentien, ce qui change notre perspective sur la distribution et l'abondance du krill dans le golfe.

En effet, les résultats des sept relevés hydroacoustiques régionaux réalisés entre 2008 et 2009 révèlent des régions d'accumulation importante de krill au niveau de l'EMSL et du nord-ouest du golfe, particulièrement au nord-est de Pointe-des-Monts, dans le courant de Gaspé et au large de Gaspé. En 2008, l'accumulation la plus importante mesurée jusqu'alors dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe était située au nord de Pointe-des-Monts, avec 98 kt de *T. raschii* et 73 kt de *M. norvegica*. En août 2009, une accumulation encore plus imposante (530 kt) était observée au large de la péninsule de Gaspé. Au total, le relevé d'août 2009, qui était le plus complet de la série, a comptabilisé 0,9 million de tonnes de krill dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe. Pendant les deux années de relevé, la densité de biomasse de krill dans le nord-ouest du golfe était de 2 à 7 fois supérieure à celles précédemment estimées dans l'EMSL (Simard et Lavoie 1999).

Les résultats des relevés régionaux suggèrent également qu'à tout le moins en 2008 et 2009, *T. raschii* était l'espèce de krill dominante par rapport à *M. norvegica* (1,5 pour 1) en biomasse. Simard et Lavoie (1999) ont aussi capturé plus de *T. raschii* que de *M. norvegica* en nombre à quelques stations lors de 3 missions sur 4 en 1994 et 1995 à la tête du chenal Laurentien. Ceci contraste avec les estimations du relevé annuel d'automne au BIONESS qui suggéraient que *M. norvegica* constituait les plus fortes biomasses. Les densités de biomasse présentées ici sont aussi plus importantes pour les deux espèces, atteignant une moyenne de plusieurs centaines de g m^{-2} dans les estimations acoustiques alors que celles issues du BIONESS (sans stroboscope) dépassaient rarement 60 g m^{-2} (Harvey et Devine 2009).

Les résultats de cette étude ont montré que les agrégations denses (*patch*) de krill se forment à différents endroits particulièrement le long des talus dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe. Ils montrent également que le krill nordique a une densité volumétrique plus faible et que sa distribution s'étend plus au large et plus uniformément entre le talus et le chenal que celle du krill arctique qui occupe principalement les talus et les plateaux. Le krill arctique est une espèce plus côtière que le krill nordique et est fortement associé avec les talus (entre 70 à 90 % de la biomasse mesurée en août 2009). Cette espèce était plus concentrée que *M. norvegica*, formant naturellement des agrégations de densité élevée dans tout l'EMSL et le nord-ouest du Golfe. Les agrégats décrits ci-dessus avaient une densité volumétrique plus élevée ou semblable à celle décrite par Simard et Lavoie (1999) pour la tête du chenal Laurentien, suggérant ainsi que le comportement d'agrégation en banc (*schooling*) peut être aussi et peut-être même plus important que le forçage physique.

D'autre part, *M. norvegica* a rarement été retrouvée concentrée en essaims et sa distribution horizontale s'étendait jusque dans les chenaux (Tableau 3.2-5), démontrant ainsi qu'elle n'est pas uniquement concentrée le long des talus. Par contre, *elle* a quand même été retrouvée parfois en concentrations relativement denses (Tableau 3.2-6), avec un maximum de densité de 9 g m^{-3} (juin 2009) et 12 g m^{-3} (juin 2008). Étant donné la synchronisation similaire entre les deux années, cette agrégation plus dense qu'habituellement pourrait être engendrée par une fonction biologique, possiblement associée à la reproduction.

3.3 PROFONDEUR DIURNE DU CENTRE DE MASSE DU KRILL ET SES IMPLICATIONS POUR LES VARIATIONS INTERANNUELLES DU TRANSPORT DU KRILL DANS L'EMSL

(S. Plourde, F. Maps, D. Lavoie, I. H. McQuinn, J.-F. St-Pierre, J. Chassé, P. Joly, M. Dion).

Les migrations verticales nycthémérales du krill et du zooplancton en général sont maintenant décrites depuis plus de 30 ans et se caractérisent par un mouvement des individus au coucher du soleil vers les couches de surface riches en nourriture et un retour en profondeur à l'aurore (Mauchline 1980; Kaartvedt 2010). Les migrations verticales sont variables et répondent vraisemblablement à divers stimuli endogènes et exogènes dont le rôle respectif demeure méconnu (Kaartvedt 2010). L'observation de ce patron journalier a mené à l'élaboration d'hypothèses mécanistes pour expliquer l'évolution de cette adaptation qui semble viser l'optimalisation du « *fitness* » (alimentation, croissance, reproduction) en réponse à la probabilité de prédation; c'est l'hypothèse du « *hunger–satiation* » de Pearre (2003). De plus, le contrôle de la distribution verticale diurne du krill a été associé à l'évitement d'un isolume, le krill semblant éviter un niveau de lumière particulier (Onsrud et Kaartvedt 1998; Frank et Widder 1997; 2002). Cependant, très peu d'études ont réellement testé ces différentes hypothèses, la vaste majorité les utilisant comme base théorique pour interpréter leurs observations (voir revue dans Kaartvedt 2010).

Le krill est connu pour ses migrations verticales importantes. La connaissance de la distribution du krill est fondamentale pour comprendre son transport dans le golfe et l'EMSL. La circulation résiduelle typique dans l'EMSL se caractérise par une couche de surface s'écoulant vers l'aval et le golfe alors que la CIF (Gilbert et Pettigrew 1997) circule vers l'amont en compensation (Saucier *et al.* 2009; Figure 3.3-1A). Un modèle couplé bio-physique en trois dimensions du copépode *C. finmarchicus*, qui tient compte de la reproduction, du développement, de la croissance, des migrations verticales nycthémérales et saisonnières et de la mortalité aux différents stades de développement, a démontré l'importance potentielle du transport en surface et dans la CIF dans la région septentrionale du nord-ouest du golfe et de Pointe-des-Monts pour maintenir la population dans l'EMSL (voir intrusion de *C. finmarchicus* le long de la rive nord de l'EMSL dans Figure 3.3-1B) (Plourde et McQuinn 2010; Maps *et al.* 2010; Maps *et al.* 2011). Utilisant le même modèle physique couplé à un modèle simple de particules effectuant des migrations verticales, Sourisseau *et al.* (2006) ont décrit un patron de transport similaire pour le krill. L'analyse détaillée des patrons temporels d'advection vers l'EMSL en provenance du golfe suggère que ce transport répondrait à des évènements de forçage synoptique intenses mais de courte durée (Sourisseau *et al.* 2006; voir section 3.4). Cette interaction entre le comportement du zooplancton et la circulation estuarienne a inspiré le concept de la valve à zooplancton pour expliquer les fortes biomasses de krill observées dans l'EMSL jusqu'à la tête du chenal Laurentien (Simard 2009a).

Un aspect généralement peu ou pas considéré, en grande partie à cause des limites des techniques acoustiques disponibles dans les précédentes études de migrations verticales du krill, est la différence de comportement entre les espèces dominantes dans la région, *M. norvegica* et *T. raschii* (Simard *et al.* 1986a; 1986b; Lavoie *et al.* 2000; Cotté et Simard 2005). Alors que ces deux espèces présentent un comportement similaire de migration vers la surface au crépuscule (Sourisseau *et al.* 2008; Harvey *et al.* 2009), *M. norvegica* se retrouverait généralement plus profondément que *T. raschii* le jour (Harvey *et al.* 2009; McQuinn *et al.*, ce document). De plus, il semblerait que la profondeur du centre de masse de ces espèces soit dépendante de la profondeur de la base de la CIF (épaisseur) et que ces deux espèces soient associées à la CIF durant le jour dans l'EMSL (Harvey *et al.* 2009). Cette profondeur journalière spécifique aux deux espèces combinée aux variations interannuelles des caractéristiques de la

CIF (Galbraith 2006) suggèrent que des différences appréciables dans leur interaction avec le patron de circulation estuarien et le mécanisme de la valve à zooplancton pourraient être observées. La durée du jour représentant de 50 à 66 % du cycle journalier de 24 h du printemps à l'automne, la présence de krill dans la CIF le jour augmenterait sa probabilité d'être transporté via les évènements synoptiques de transport dans l'EMSL tel que proposé par le mécanisme de la valve à zooplancton (voir section 3.4).

L'objectif principal de notre étude réalisée dans le cadre de l'IRÉ était de décrire la distribution verticale diurne de *M. norvegica* et *T. raschii* selon un gradient spatial et temporel à l'échelle de l'EMSL et du golfe en relation avec les variables suivantes : température, profondeur de la base de la CIF (1°C) et lumière. Pour atteindre cet objectif, nous avons échantillonné le krill avec le BIONESS équipé d'une lumière stroboscopique à 14 stations réparties sur les transects visités lors des missions du PMZA en novembre 2008 et 2009 (Figure 3.3-2). Afin de considérer une plus grande variabilité environnementale, nous avons également utilisé les données récoltées avec le BIONESS dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe par Harvey *et al.* (2009) en mai, juin et septembre 1999, 2000 et 2001 ainsi que les données recueillies par acoustique multifréquence permettant la quantification de la biomasse de *M. norvegica* et *T. raschii* séparément dans la même région en août 2009 (McQuinn *et al.* 2013). Le centre de masse de la population adulte de ces espèces a été calculé à partir de l'abondance dans le cas de l'échantillonnage avec le BIONESS et de la biomasse moyenne en fonction de la profondeur dans différentes strates (régions) échantillonnées par acoustique. La population de krill dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe étant fortement dominée par les adultes de grande taille (Runge et Simard 1990), la biomasse est fortement dépendante de l'abondance de ces individus (S. Plourde, données non publiées). Au total, nous considérons donc 25 estimés indépendants de la profondeur du centre de masse de *M. norvegica* et *T. raschii*. La température à la profondeur du centre de masse ainsi que la profondeur de la base de la CIF (1°C) ont été déterminées à partir de profils CTD recueillis lors de l'échantillonnage du krill. Un coefficient d'atténuation de la lumière (Kp) indépendant des variations saisonnières de la lumière incidente a été utilisé comme substitut du niveau de lumière; Kp est prédit à partir d'une relation empirique avec la salinité de surface dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe (Le Fouest *et al.* 2006). Finalement, nous avons exploré le potentiel de variations saisonnières et interannuelles de nos résultats en utilisant une base de données physiques récoltées dans le cadre des différents programmes d'échantillonnage du zooplancton dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe depuis 2001 (Figure 3.3-3).

Contrairement à ce qui a été préalablement observé à partir de données limitées à l'EMSL et au centre de la gyre d'Anticosti (Harvey *et al.* 2009), la profondeur du centre de masse de *M. norvegica* et *T. raschii* ne dépend de la profondeur de la base de la CIF que lorsqu'on considère de plus grandes échelles spatiale et saisonnière (Figure 3.3-4). De plus, les centres de masse de *M. norvegica* et *T. raschii* sont observés à des températures variant de 0,5°C à 4,6°C, indiquant que ces espèces sont eurythermes (voir revue de Kaartvedt 2010) et que la température n'est pas un facteur important pour elles dans la sélection de la profondeur diurne (Figure 3.3-5). Les autres propriétés physiques de la CIF et de la couche profonde comme la salinité et la densité étant associées à la température, *M. norvegica* et *T. raschii* ne montrent pas de préférences au niveau de ces variables aux profondeurs occupées par leur centre de masse diurne (données non-présentées).

La profondeur de jour du centre de masse de *M. norvegica* et *T. raschii* est fortement corrélée aux variations du coefficient d'atténuation de la lumière Kp estimé à partir de la salinité de surface (turbidité) (Figure 3.3-6). Le coefficient d'atténuation Kp représente un indice relativement grossier de la quantité de lumière dans le milieu sans égards aux variations saisonnières (lumière incidente vs. hauteur du soleil) ou locales (exemple : floraison de phytoplancton, Frank et Widder 2002). Malgré tout, la profondeur du centre de masse de la

population lui est fortement et inversement reliée, suggérant que le krill occupe des habitats plus profonds lorsque la lumière pénètre plus profondément la colonne d'eau (Onsrud et Kaartvedt 1998; Frank et Widder 1997; 2002). L'ordonnée à l'origine des deux régressions indique que le centre de masse de *M. norvegica* est 25 à 30 m plus profond que celui de *T. raschii*, une différence statistiquement significative (test-t, $p < 0,05$). De plus, la profondeur de ces deux espèces varie de manière similaire (pente identique, ANCOVA, $p > 0,05$) en réponse au coefficient d'atténuation Kp (Figure 3.3-6). Ces distributions verticales spécifiques aux deux espèces expliquent donc la différence de *circa* 0,7°C observée entre la température moyenne rencontrée à la profondeur du centre de masse de *M. norvegica* (2,7°C) et *T. raschii* (2°C) (Figure 3.3-5).

Les données CTD récoltées dans l'EMSL et le nord-ouest du golfe de 2001 à 2010 ont permis de développer un indice saisonnier et interannuel de chevauchement (présence) du centre de masse des populations de *M. norvegica* et *T. raschii* dans la CIF durant le jour en considérant les variations saisonnières et interannuelles de cette dernière (Figures 3.3-7 et 3.3-8) (Galbraith 2006). Nous utilisons la salinité de surface (0-10 m) pour estimer Kp et prédire la profondeur du centre de masse du krill (Figure 3.3-6) que nous combinons à la profondeur de la base de la CIF déterminée à l'aide des mêmes profils CTD. Notre analyse démontre que *M. norvegica* serait très peu associée à la CIF durant le jour comparativement à *T. raschii* (Figures 3.3-7 et 3.3-8). Ce patron spécifique résulterait en une différence marquée dans la durée de la présence de ces deux espèces dans la CIF le jour sur une base saisonnière telle que démontrée par la climatologie mensuelle dans l'EMSL (Figure 3.3-7). Le centre de masse de *T. raschii* serait dans (EMSL) ou près de la CIF (courant de Gaspé) pratiquement d'avril à novembre alors que *M. norvegica* ne serait potentiellement associée à la CIF que durant quelques mois, principalement dans l'EMSL (Figure 3.3-7). L'indice de chevauchement entre le centre de masse de *M. norvegica* et *T. raschii* et la CIF montre également des variations interannuelles importantes (Figure 3.3-8). Alors que *M. norvegica* se retrouverait au-dessous ou à la limite inférieure de la CIF dans toutes les régions, sauf dans l'EMSL en 2004, *T. raschii* montre un cycle de 3 - 4 ans entre les années de maximum d'interaction avec la CIF et celles durant lesquelles elle lui serait moins associée dans l'EMSL (Figure 3.3-8). Cependant, il faut noter que les faibles valeurs annuelles de chevauchement observées pour *T. raschii* (et *M. norvegica*) dans le nord-ouest du golfe semblent principalement causées par les données récoltées à des stations plus profondes que 225 m dans le centre de la gyre d'Anticosti (Figure 3.3-9). Cette région montre généralement de faibles biomasses de krill, ce dernier étant concentré sur le talus du flanc nord du chenal Laurentien à des profondeurs de 100 - 225 m (McQuinn *et al.* ce document). L'indice de chevauchement calculé pour les stations de 100-225 m est significativement plus élevé que celui pour les stations plus profondes que 225 m (ANOVA, $p < 0,0001$). De plus, les résultats pour les stations 100 - 225 m de profondeur indiquent que le centre de masse de *T. raschii* était généralement dans la CIF (2005) ou près d'elle (2001, 2004 et 2008) dans cette région où ses biomasses peuvent être élevées (McQuinn *et al.* ce document). Il apparaît donc que *T. raschii* et *M. norvegica* peuvent être associées à la CIF durant le jour certaines années dans les régions où l'on retrouve leurs fortes concentrations dans le nord-ouest du golfe.

Considérant que le patron classique de migration journalière domine généralement le comportement du krill et que le mécanisme de la valve implique principalement les courants entrants de surface et dans la CIF du nord-ouest du golfe vers l'EMSL (Saucier *et al.* 2009; Simard 2009a; Simard *et al.* ce document), les variations inter-spécifiques de la profondeur diurne du krill ainsi que sa dépendance au coefficient d'atténuation de la lumière Kp ont de profondes implications sur le potentiel de transport de ces deux espèces aux échelles saisonnière et interannuelle. Par exemple, la présence de *T. raschii* dans la CIF le jour durant la période de mai à octobre (durée du jour = 12 - 16 h) augmente la probabilité d'une interaction avec les évènements synoptiques d'entrée d'eau de surface et de la CIF de 100 – 200 %

comparativement à sa présence dans ces couches uniquement la nuit (8 - 12 h). Cette conclusion s'applique également au niveau des espèces avec une probabilité de transport par le mécanisme de la valve qui serait plus élevée chez *T. raschii* que chez *M. norvegica*. Bien que limitée à des changements dans le régime hydrique du Saint-Laurent, une diminution de 40 % de la décharge moyenne d'eau douce dans le système du Saint-Laurent pourrait résulter en une diminution de l'intensité de la circulation estuarienne en deux couches de 15 – 20 % (Saucier *et al.* 2009). Conséquemment, ces estimés préliminaires suggèrent que les variations d'ordre biologique associées au comportement de migrations verticales seraient aussi, sinon plus importantes que les variations dans la circulation afin d'expliquer les différences interannuelles d'abondance et de biomasse du krill dans l'EMSL.

Nous avons testé l'impact des variations de la profondeur diurne des espèces de krill *T. raschii* et *M. norvegica* sur leur potentiel de transport à l'aide d'un modèle couplé bio-physique en trois dimensions (3-D). Cette approche a permis de tester le modèle conceptuel décrit ci-dessus. Un modèle de particules (Individual Based Model : IBM) a été utilisé afin de reproduire les migrations verticales journalières classiques du krill (jour en profondeur; nuit dans la couche de surface) en fonction de la variabilité saisonnière de la durée du jour (Maps *et al.* 2013). Dans cet exercice de modélisation, nous avons utilisé la relation reliant directement la profondeur de jour du centre de masse (Z_{jour}) de *T. raschii* et *M. norvegica* à la salinité dans la couche 0-10 m ($S_{0\text{-}10m}$). Le coefficient Kp est lui-même une fonction linéaire de la salinité de surface et n'est utilisé que pour illustrer le rôle du niveau de lumière dans le contrôle de la distribution verticale du krill (Kaartvedt 2010). Les relations spécifiques entre la position verticale diurne du krill et la salinité de surface ont été obtenues à partir de données acoustiques récoltées dans la région en 2008 et 2009 (Plourde *et al.* 2013) :

$$Z_{jour}\ (T.\ raschii) = 11.4 \times S_{0\text{-}10m} - 201.2$$

$$Z_{jour}\ (M.\ norvegica) = 7.5 \times S_{0\text{-}10m} - 64.5$$

Le modèle IBM de la migration verticale des deux espèces de krill a été couplé de façon lagrangienne aux champs de circulation du modèle physique NEMO/OPA utilisé dans le présent document (voir section 3.4.1.2) pour les années d'échantillonnage de l'IRÉ, soit 2008, 2009 et 2010. Ces années présentaient également certaines différences dans les conditions physiques et dans l'intensité du mécanisme de la 'valve' (Galbraith *et al.* 2011, section 3.4.1.2). Les simulations ont été réalisées pour la période de mars à novembre de chaque année, période pendant laquelle se concentrent les observations de krill.

Les fonctions spécifiques permettent un ajustement dynamique de la position verticale diurne du krill en réponse avec les variations spatio-temporelles de la salinité de surface dans la région. Cet ajustement dynamique a résulté en des variations saisonnières, spatiales et interspécifiques du potentiel de transport de *T. raschii* et *M. norvegica* durant le jour (Figure 3.3-10). Par exemple, les différences entre les vélocités des courants aux profondeurs du centre de masse des deux espèces étaient généralement plus fortes en été (août) qu'à la fin de l'hiver (mars). De plus, les courants correspondant au centre de masse de *T. raschii* étaient en général plus forts que ceux associés à *M. norvegica*, particulièrement en été sur le flanc nord du chenal Laurentien dans le nord-ouest du golfe et l'EMSL, c'est-à-dire la région impliquée dans le mécanisme de la 'valve' (Figure 3.3-10).

Une expérience numérique lagrangienne a été réalisée afin de quantifier l'effet des variations de la profondeur diurne sur le potentiel de transport vers l'amont de *T. raschii* et *M. norvegica* (Maps *et al.* 2013). Pour ce faire, des agrégations ont été initialisées selon la bathymétrie et la profondeur diurne du centre de masse estimé spécifiquement pour les deux espèces et

positionnées en aval de trois sections (frontières) pouvant jouer un rôle clé dans le contrôle du transport du krill dans la région : Pointe-des-Monts à l'embouchure de l'EMSL, Honguedo entre Anticosti et la pointe de la Gaspésie et Jacques-Cartier entre Anticosti et la Côte Nord (Figure 3.3-11). La distribution verticale plus profonde de *M. norvegica* par rapport à *T. raschii* (Figure 3.3-6) résulte en un positionnement horizontal différent pour les deux espèces, *T. raschii* étant plus côtière que *M. norvegica* comme généralement observé dans la région (Tableaux 3.2-5A et 3.2-5B). Les simulations d'une durée de 20 jours ont été initialisées à chaque semaine de mars à novembre afin de minimiser l'impact des conditions initiales sur les calculs du potentiel de transport des deux espèces dans le temps. Le potentiel de transport hebdomadaire vers l'amont de *T. raschii* et *M. norvegica* de mars à novembre 2009 aux trois sections dans le nord-ouest du golfe est présenté dans la Figure 3.3-12. Le transport vers l'amont du krill à la section de Pointe-des-Monts a été observé principalement durant trois périodes correspondant à des modes 'valve à zooplancton ouverte' identifiées (section 3.4.1.2), soit de la fin mars jusqu'au début avril, en juin et juillet et au début octobre. Le patron saisonnier à la section d'Honguedo était caractérisé par deux périodes de transport vers l'amont, une au printemps et une de la fin septembre à la fin octobre, alors qu'à la section Jacques-Cartier, une seule période de transport vers l'amont a été observée à partir de juillet. Dans les deux cas, des périodes estivales de plusieurs mois de potentiel de transport nul (Figure 3.3-12) suggèrent que les apports de krill en provenance de l'est vers le nord-ouest du golfe et l'EMSL seraient plus limités en été que durant le reste de l'année. Les flux du krill vers l'amont à Point-des-Monts, représentés par ceux de *T. raschii* dans la Figure 3.3-13, résultaient autant d'évènements de transport en profondeur (jour) qu'en surface (nuit), illustrant la forte cohérence dans la direction des courants entre les couches de surface et la CIF d'août à octobre à cette section (section 3.4.1.2, Maps *et al.* 2013).

La comparaison des flux mensuels de particules ayant un comportement de type *T. raschii* et *M. norvegica* en 2008, 2009, 2010 aux trois sections a montré un effet des variations du couplage bio-physique (Figure 3.3-14). Une analyse ANOVA à 2 facteurs (espèce, année) a en effet démontré un effet significatif des variations interannuelles à la section de Pointe-des-Monts en mars et en juin-juillet, ainsi qu'un effet significatif de l'espèce (position verticale diurne) en juin (Pointe-des-Monts) et en juillet (Jacques-Cartier) causé par un potentiel de transport vers l'amont plus élevé chez *T. raschii* (Figures 3.3-10 et 3.3-12). L'intégration de ces résultats sur la période s'étendant de mars à novembre indique que le potentiel de transport vers l'amont du krill à Pointe-des-Monts était plus élevé en 2009 qu'en 2008 et 2010 (Figure 3.3-15). De plus, le potentiel de transport de *T. raschii* à cette section était de 50-75 % supérieur à celui de *M. norvegica*, une différence cependant beaucoup moins importante aux sections Honguedo et Jacques-Cartier (Figure 3.3-15). Finalement, les résultats suggèrent qu'en incluant les migrations verticales spécifiques dans le modèle, les deux espèces ont un potentiel de transport moindre que les particules à profondeur fixe à 130 m, illustrant encore l'importance d'inclure ce comportement. Considérant la dominance et les variations interannuelles de la biomasse de *T. raschii* dans la région (2008 à 2010, Tableaux 3.2-5A et 3.2-5B, McQuinn *et al.* données non publiées), il apparaît donc que des différences interspécifiques dans le potentiel de transport puissent contribuer aux variations interannuelles de biomasse, surtout de *T. raschii* ainsi qu'à sa dominance périodique dans la région.

Il apparaît cependant que les différences interannuelles dans le potentiel de transport (maximum de 20 % : Saucier *et al.* 2009) ne puissent représenter le facteur le plus important expliquant les fluctuations interannuelles de la biomasse de krill dans l'EMSL. En effet, le recrutement des différentes espèces de krill se caractérise par de fortes variations interannuelles pouvant atteindre 1-2 ordres de grandeur possiblement reliées aux processus de type ascendant déterminant la survie larvaire (Brinton 1976; Feinberg et Peterson 2003; Quetin et Ross 2003). Ces variations engendrent des fluctuations importantes de la biomasse des

populations, générant des cycles plus ou moins longs selon la longévité des espèces considérées (Brinton 1976; Hewitt *et al.* 2003). Dans l'EMSL, l'abondance moyenne annuelle des œufs de krill varie de manière importante (facteur 10) depuis 1992 sur un cycle de trois à cinq ans entre les années de faible et de forte abondance (Plourde *et al.* 2011). Ces variations sont indépendantes de la biomasse de phytoplancton, suggérant que la biomasse d'adultes en reproduction serait le principal facteur expliquant ce patron interannuel (Plourde *et al.* 2011). Les variations interannuelles dans le succès du recrutement et de la production chez *M. norvegica* et *T. raschii* dans les régions sources pour l'EMSL (nord-est GSL, plateau du Labrador et Terre-Neuve) représenteraient donc un facteur de premier ordre pour expliquer les variations de la biomasse de krill dans l'EMSL. En considérant l'amplitude de ces variations biologiques, seule une approche de modélisation mécaniste basée sur des connaissances empiriques des processus biologiques clés du comportement (migrations verticales) et de la dynamique de population (reproduction, croissance, mortalité/survie) spécifique aux différentes espèces et couplée à un modèle physique pourrait permettre la description, la compréhension et éventuellement la prédiction de la biomasse de krill dans l'EMSL (Burrows et Tarling 2004; Cresswell *et al.* 2007; Cresswell *et al.* 2009; Maps *et al.* 2010; Neuheimer *et al.* 2010; Maps *et al.* 2011).

3.4 TRANSPORT/ÉCHANGE ENTRE LE GOLFE ET L'ESTUAIRE

3.4.1 Approvisionnement de l'estuaire depuis le golfe : courants et transport du krill

(Y. Simard, N. Roy, P. Galbraith, D. Lavoie, J. Chassé, N. Lambert et S. Plourde)

L'approvisionnement de l'EMSL en krill depuis le golfe jusqu'à l'amont dans le PMSSL se fait principalement par le côté nord (Sourisseau *et al.* 2006). Dans l'EMSL, c'est le long du pourtour du chenal que se retrouvent les concentrations denses de krill (Sameoto 1976; Simard *et al.* 1986b; Simard et Lavoie 1999; Lavoie *et al.* 2000; Sourisseau *et al.* 2008; Harvey et Devine 2009; McQuinn *et al.* ce document). L'échange principal vers l'amont entre le golfe et l'EMSL s'effectue au large de Pointe-des-Monts, où le courant peut être dirigé vers l'ouest ou vers le sud dépendamment du mode de circulation régionale. C'est ce qui a amené le concept de valve (Figure 3.4.1-1). Selon la direction du courant, le krill sera dirigé vers l'estuaire ou la péninsule gaspésienne pour y être recirculé dans la gyre d'Anticosti ou transporté en aval vers Gaspé, le sud du golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais (Simard 2009a).

3.4.1.1 Projet valve : circulation, transport, et séries temporelles annuelles de 2007-2009

Le projet valve de l'IRÉ visait à préciser ce mécanisme de fonctionnement de l'approvisionnement de l'EMSL en krill par une combinaison de séries temporelles de mesures sur le terrain et la modélisation hydrodynamique couplée physique-biologique. Les mesures ont été effectuées à cinq sites le long du parcours de circulation (Figure 3.4.1.1-1). Les instruments mouillés aux stations comprenaient des courantomètres à effet Doppler (ADCP) placés à une profondeur de 100 – 120 m et opérant à 300 kHz, des senseurs de température et de salinité placés à quatre profondeurs discrètes le long de la ligne de mouillage et des hydrophones autonomes AURAL enregistrant la présence des rorquals dans la région entourant chaque station (voir section 2.1.4.4). Les ADCP étaient orientés vers le haut et mesuraient donc dans la partie supérieure de la colonne d'eau. À la station M4, plus profonde, un deuxième ADCP mesurait dans les quelques ~100 m sous-jacents. En plus des courants mesurés par un ADCP, il est possible de calculer l'index de rétrodiffusion acoustique provenant des concentrations de particules dans la colonne d'eau échantillonnée par les faisceaux de l'appareil (Deines 1999). Comme les autres méthodes d'estimation de biomasse pélagique par hydroacoustique (Simmonds et MacLennan 2005), cet index de rétrodiffusion est utilisé depuis longtemps dans

de nombreuses études pour étudier la répartition de la biomasse du zooplancton, notamment celle du krill (Zhou *et al.* 1994; Brierley *et al.* 1998). Ainsi, ces appareils peuvent produire de longues séries temporelles de la biomasse de zooplancton transportée à tout instant par les courants circulant au-dessus ou en dessous des appareils selon leur orientation avec une haute résolution verticale. En un cycle de marée semi-diurne, ils mesurent les concentrations sur des distances correspondant à l'ellipse de marée, laquelle atteint plus de 10 km dans la région d'étude (Gregory *et al.* 1989). En une semaine, les concentrations sont mesurées sur plusieurs dizaines de kilomètres, et ainsi de suite pour les plus grandes échelles.

Les concentrations d'organismes détectés par les ADCP comprenaient principalement des organismes qui effectuaient des migrations verticales nycthémérales typiques (Sourisseau *et al.* 2008), migrant depuis les profondeurs la nuit pour s'alimenter dans la partie supérieure de la colonne d'eau insonifiée par les quatre faisceaux des appareils. Elles comprenaient aussi des organismes épipélagiques qui n'effectuaient pas de telles migrations verticales nycthémérales de grande amplitude mais se maintenaient entre la surface et 50 m (Figure 3.4.1.1-2). Le krill présent aux stations n'était généralement entièrement visible par l'appareil que pendant la nuit, alors qu'il migrait dans la partie supérieure de la colonne d'eau insonifiée et se mélangeait avec la couche épipélagique (Sourisseau *et al.* 2008). Ainsi, pour estimer la biomasse de krill intégrée sur toute la colonne d'eau à une station pour une journée (Sa_{krill}), la contribution de cette couche épipélagique ($sa_{jour[10\text{-}50\ m]}$) à l'index de rétrodiffusion acoustique pendant la nuit ($sa_{nuit[10\text{-}110\ m]}$) a été soustraite ($Sa_{krill} = 10\ \log_{10}(sa_{nuit[10\text{-}110\ m]} - sa_{jour[10\text{-}50\ m]}) = 10\ \log_{10}(sa_{krill})$) (Sourisseau *et al.* 2008).

Les courants mesurés par les ADCP aux différentes profondeurs ont été résumés en deux couches : une couche de surface, entre 10 et 40 m, et une couche profonde, entre 40 et 100 m. À chaque station, les vecteurs ont été décomposés en leur composantes parallèle et perpendiculaire à la bathymétrie, avec les signes positifs selon le plan cartésien (haut, c'est-à-dire nord, et droite, c'est-à-dire est et aval). Le modèle de circulation régionale NEMO/OPA (Brinkman et Drozdowski 2012) a été utilisé pour modéliser la circulation du golfe du Saint-Laurent. La grille du modèle a une maille de 1/12° horizontalement (environ 5 x 8 km) alors que la résolution verticale est variable (entre 6 m près de la surface à 90 m aux profondeurs d'environ 500 m). Un modèle de suivi de particules, représentant le krill, a aussi été couplé au modèle de circulation. La position de jour et de nuit des particules, ainsi que leur cycle de migration, ont été déterminés à partir des données de la station M4 où deux ADCP permettaient de mesurer sur toute la colonne d'eau.

3.4.1.2 Patron de circulation en 2007-2009

Les dimensions des structures contenant de riches noyaux de krill dans l'EMSL ont été estimées par une analyse d'autocorrélation spatiale à quelques 10 – 15 km dans l'axe du chenal et 1 à 2 km perpendiculairement à celui-ci (Simard et Lavoie 1999). Ces structures s'insèrent dans un gradient dilué à plus grandes échelles spatiales. Les dimensions de ces structures sont donc de l'ordre de grandeur des excursions des masses d'eau au cours du cycle de marée semi-diurne (Gregory *et al.* 1989). Les observations hydroacoustiques et la modélisation de la distribution de particules entre 130 et 150 m dans les champs tridimensionnels de courants dans l'EMSL et le golfe sur plusieurs cycles annuels ont indiqué des déplacements de plusieurs dizaines de kilomètres à l'échelle des semaines et des mois, notamment à l'échelle des marées mortes-eaux/vives-eaux, avec des degrés variables de persistance de riches concentrations à des sites particuliers, telles les têtes de chenaux (Figure 3.4.1.2-1; Lavoie *et al.* 2000; Sourisseau *et al.* 2006).

La variabilité et la résilience de la biomasse locale de krill aux échelles supérieures dans l'EMSL et sa région source de l'ouest du golfe ont pu être mesurées aux cinq sites des observatoires acoustiques en continu pendant deux ans lors de l'IRÉ. Les tailles des agrégations ont été estimées de l'ordre de cinq à six jours par les portées de l'autocorrélation de la biomasse acoustique, ce qui représentait quelques 10 à 60 km parallèlement à la bathymétrie aux différents sites.

Les patrons de circulation correspondant aux conditions de valve ouverte ou fermée ont été retrouvés autant dans les mesures des ADCP que dans les résultats de la modélisation (Figure 3.4.1.2-2). Une analyse statistique multivariée (analyse en composante principale et groupement « *K-means* ») des données des courants résiduels infra-tidaux (filtre passe-bas 25 h) longeant les isobathes dans les deux couches (10 – 40 m et 40 – 100 m) aux cinq stations de mesure pour les deux années d'observation a, elle aussi, révélé les deux modes de circulation (Figure 3.4.1.2-3.). La première composante principale sépare bien les deux modes de circulation identifiés par le groupement suivant la méthode « *K-means* ». Les courants à la station M1 contribuent de façon prépondérante à cette composante qui est aussi significativement corrélée avec la composante longitudinale des vents à Pointe-des-Monts. Les séries annuelles de mesures à la station M3 illustrent l'ampleur et la dominance du transport moyen vers l'amont le long du rebord nord du chenal ainsi que sa variabilité temporelle (Figure 3.4.1.2-4).

La cohérence entre les mesures de courant par ADCP et les résultats du modèle numérique est très bonne (Figure 3.4.1.2-2.) et nous permet d'utiliser ces derniers avec confiance pour l'étude des processus physiques gérant la valve. L'analyse de ces résultats nous a permis de distinguer deux modes d'advection du krill dans l'EMSL : un mode saisonnier auquel se superposent des évènements ponctuels majeurs. Le transport de krill vers l'amont dans les couches profondes est plus important en hiver et au printemps (voir couche 80–180 m, Figures 3.4.1.2-5 et 3.4.1.2-6) et ne s'effectue pas nécessairement le long de la rive nord. En surface, le transport du krill se fait le long de la rive nord à partir de l'été et à l'automne. À cette période, les sorties d'eau douce se font le long de la rive sud plutôt que sous la forme d'un jet côtier le long de la rive nord qui bifurque vers le sud près de Pointe-des-Monts (voir transition printemps-été sur la Figure 3.4.1.2-7; aussi Koutitonsky *et al.* (1990)). À cette variabilité saisonnière s'ajoute le passage de dépressions atmosphériques, qui selon leurs trajectoires, peuvent générer d'importantes entrées d'eau du nord-ouest du golfe vers l'EMSL (Figures 3.4.1.2-8, 3.4.1.2-9 et 3.4.1.2-10). L'advection est alors maximale à la surface et peut atteindre des profondeurs de 100 à 150 m (encadré de la Figure 3.4.1.2-10). La valve est alors ouverte. Les vents géostrophiques sont orientés parallèlement aux isobares des centres de basse (circulation cyclonique) ou de haute (circulation anticyclonique) pression atmosphérique et leur vitesse est inversement proportionnelle à l'espacement entre les isobares. Les tempêtes générant des entrées d'eau le long de la rive nord sont celles dont l'orientation des isobares favorise un empilement d'eau par le vent le long de la rive (soit dans la portion Sept-Îles – Pointe des-Monts; Figure 3.4.1.2-8). De plus, lorsque le centre de basse pression se déplace dans l'axe de l'EMSL, l'ajustement du niveau de l'eau à la pression atmosphérique (effet de baromètre inverse) contribue aussi à la génération de courants vers l'amont, quoique de plus faible intensité (e.g., Mertz *et al.* 1988). Dans les simulations avec suivi de particules (krill), les variations interannuelles de transport de krill vers l'EMSL résultent des différences de forçage par le vent dans la région du nord du golfe qui influencent la valve alors que le transport saisonnier (par exemple transport vers l'amont dans les couches profondes en hiver) est assez similaire d'une année à l'autre.

Le transport moyen sur différentes couches (0 – 40 m, 80 – 180 m, surface-fond) a aussi été calculé à l'aide du modèle numérique le long du transect de Pointe-des-Monts pour la section

entière, pour la section nord seulement et pour la section sud seulement (Figures 3.4.1.2-6). Cet outil indique la variabilité du transport pour chaque mois et pour chaque année, donnant ainsi un indice du potentiel de transport de krill du nord-ouest du golfe vers l'EMSL. Le suivi des vents dans la région de Sept-Îles pourrait aussi représenter un indice supplémentaire de la présence d'un évènement d'entrée d'eau à Pointe-des-Monts; toutefois l'analyse de cet indice n'est pas complétée. La poursuite des analyses par la combinaison des outils de modélisation et d'examens approfondis des séries de données mesurées permettra de mieux comprendre ce mécanisme océanographique fondamental pour le transport et l'agrégation du krill dans l'EMSL et de construire des indicateurs robustes de l'état de ces composantes de l'écosystème des rorquals et leur éventuelle prévision.

3.4.1.3 Résultats pour le krill en 2007-2009

À chaque station au cours des deux années de mesures, les ADCP ont détecté des quantités plus importantes d'organismes dans la partie insonifiée de la colonne d'eau, entre 10 et 100 m, pendant la nuit, en réponse aux migrations verticales nycthémérales des organismes (Figure 3.4.1.3-1). Ceci s'est répété partout à chaque jour, même l'hiver sous la glace (Figure 3.4.1.3-2). La durée du séjour nocturne dans la couche 10 – 100 m dépendait de la photopériode et était déterminée par les heures du crépuscule civil (c'est-à-dire le soleil à 6° sous l'horizon) (Figure 3.4.1.3-3).

En général, à chaque année les estimations de densités relatives de krill (sa_{krill}) étaient plus élevés aux stations de l'EMSL (M3 et M5) qu'aux autres stations (Figure 3.4.1.3-4). Les valeurs médianes de Sa entre 2007 et 2009 aux 5 stations étaient respectivement : M1, 1.07×10^6, M2 ; 1.39×10^6 ; M3 , 2.29×10^6 ; M4, 1.11×10^6 ; M5, 7.1×10^6 . Des estimations de temps de transit des agrégations de biomasse entre les stations de la gyre d'Anticosti (M1, M4, M2) et celles de l'EMSL (M3 et M5) ont été de l'ordre du mois (Figure 3.4.1.3-4, flèches). Le transport cumulatif de la biomasse de krill estimé aux stations[1] indique un transport net vers l'amont à toutes les stations sauf celle du courant de Gaspé (M1) où le transport est vers l'aval, tel que prévu, pour les deux années (Figure 3.4.1.3-5).

En conclusion préliminaire, les estimés de densité de krill par les ADCP ont évolué dans le même sens au cours de deux années d'observation. Ils ont mis en évidence la persistance des migrations verticales nycthémérales tout au long de l'année, même pendant l'hiver, et leur contrôle par la photopériode. Cet élément a permis de contribuer au besoin de connaissances sur le comportement annuel du krill pour bien modéliser son transport par les courants (Sourisseau *et al.* 2006; 2008). Les mesures aux stations de l'estuaire maritime ont montré en moyenne des concentrations plus riches que celles du golfe, en particulier pour la station des Escoumins située dans la zone d'agrégation à la tête du chenal Laurentien (Simard et Lavoie 1999; Lavoie *et al.* 2000). Les fluctuations temporelles de biomasse aux échelles de plusieurs jours et semaines ont été manifestes à toutes les stations et sont conformes aux prévisions de transport selon l'hypothèse de travail (Simard 2009a).

---

[1] Transport diurne = transport nuit + transport jour;
Transport nuit = (sakrill) × moyenne (Unuit[10-100m]) × durée nuit, où U est le courant passe-bas le long des isobathes
Transport jour = moyenne [(sakrill-(j-1)), (sakrill-(j+1))] × moyenne (Ujour [40-100m]) × durée jour

3.4.2 Patron saisonnier de transport du krill dans l'EMSL : un convoyeur avec halte de ravitaillement

(I. H. McQuinn, S. Plourde, J.-F. St. Pierre et M. Dion)

Le mécanisme de la valve à zooplancton visant à expliquer le transport horizontal du krill dans le système du Saint-Laurent propose que les agrégations de krill suivent un parcours depuis la côte nord du golfe vers la gyre d'Anticosti à Pointe-des-Monts, entrent dans l'EMSL puis longent la côte nord de l'EMSL jusqu'à la tête du chenal Laurentien. Les agrégations seraient éventuellement évacuées en dehors de l'EMSL via le courant de Gaspé.

Chacun de nos cinq relevés réalisés de 2008 à 2009 donne une image partielle et statique de la distribution des deux populations de krill et, lorsque pris individuellement, ne révèle pas la dynamique complète du système. Par contre, les relevés systématiques effectués en juin et en août donnent l'image la plus complète à ce jour de la configuration des agrégations de krill pendant ces mois. De plus, les relevées d'ichtyoplancton (voir section 2.1.1 et 2.1.2), ont contribué à obtenir des données acoustiques opportunistes additionnelles. Ainsi, à partir de ces réplicats temporels, nous pouvons suggérer des scénarios pour expliquer le transport du krill.

Les relevés acoustiques systématiques de juin ont permis de cartographier des agrégations identifiables de *T. raschii* au large des côtes de Baie Comeau (confirmé à la fin du mois de mai – Figure 3.2.2.1-1A), aux Escoumins, à l'est de Matane, au large de Mont-Louis et à Gaspé (Figure 3.2.2.1-1B). Dès le mois d'août, les agrégations détectées en juin à Baie Comeau, aux Escoumins et à Mont-Louis avaient disparu et des agrégations majeures étaient présentes à Pentecôte, au large de Rivière-au-Renard et encore à Gaspé; des agrégations de moindre importance étaient également présentes au large de Forestville et de Matane alors qu'elles n'y étaient pas en juin (Figure 3.2.2.1-1E). Les agrégations observées se seraient donc déplacées entre les mois de juin et août. Puisque les agrégations de krill arctique observées de l'est de Matane jusqu'à Gaspé en juin (~ 300 kt) ont certainement dû être transportées vers l'est par le courant de Gaspé, elles devraient être à l'origine des grandes biomasses accumulées au large de Rivière-au-Renard et à l'est de Gaspé en août (~ 400 kt). De la même façon, les agrégations d'août au large de Matane (80 kt) semblaient être issues des agrégations des Escoumins et de Forestville (82 kt) à la tête du chenal Laurentien. En fait, on peut estimer quand les agrégations ont quitté la tête du chenal à partir des données des relevés opportunistes. Elles ont été détectées au large de Mont-Joli le long de la côte sud à la fin du mois de juillet (Figure 3.2.2.1-1D) mais n'avaient pas été détectées à la fin du mois de juin (Figure 3.2.2.1-1C).

L'agrégation importante observée à Pentecôte en août pourrait également s'être construite autour de la fin juin dans la région de Sept-Îles (Figure 3.2.2.1-1C). Cela apparaîtrait comme une nouvelle biomasse importée dans le système du nord-ouest du golfe puisque la biomasse totale de krill arctique (~ 476 kt) observée en juin était à peu près égale au total de biomasse de *T. raschii* mesuré depuis l'EMSL jusqu'à l'est de Gaspé en août (~ 515 kt).

Similairement, les déplacements des agrégations de krill nordique ont pu être retracés. Bien que le krill nordique ne se concentre pas autant que le krill arctique, des agrégations de *M. norvegica* en juin ont pu être identifiées au nord de Pointe-des-Monts (à la différence de *T. raschii*), aux Escoumins et à l'est de Cap Chat (également à la différence de *T. raschii*), avec des agrégations plus petites au large de Baie Comeau et Forestville (Figure 3.2.2.1-2B). En août, la distribution du krill nordique était beaucoup plus homogène à travers toute l'aire d'étude mais avec des agrégations encore présentes à Pentecôte, au large de Gaspé et quelques-unes à Forestville et aux Escoumins (Figure 3.2.2.1-2E). Bien que le suivi des agrégations n'était pas aussi évident que pour *T. raschii*, l'équivalent de la biomasse estimée de *M. norvegica* dans tout

l'estuaire et le courant de Gaspé en juin (200 kt) a été observé entre la tête du chenal Laurentien et Gaspé le long de la rive sud en août; cependant, le centre de masse s'était déplacé de la tête du chenal Laurentien à Gaspé. Aucune agrégation significative n'a été détectée le long de la côte sud de l'estuaire pendant les relevés opportunistes en juin et en juillet, indiquant que le transport de *M. norvegica* était plus diffus pendant l'été (Figure 3.2.2.1-2).

Entre temps, la moitié de la biomasse de juin au nord de Pointe-des-Monts (100 kt) était distribuée entre Baie Comeau et Les Escoumins dès août (50 kt) alors que l'autre est restée en dehors de l'estuaire, le long de Pentecôte. Le transport de l'agrégation de Pentecôte vers Pointe-des-Monts dans l'EMSL a été détecté pendant le relevé opportuniste de juillet, tout comme l'agrégation de Sept-Îles qui a contribué à la formation de l'agrégation de Pentecôte dès la fin d'août.

Plourde *et al.* (voir 3.3) proposent que le parcours du krill à travers le nord-ouest du golfe et de l'EMSL dépend du chevauchement entre la distribution verticale diurne de chacune des espèces en relation avec la lumière incidente et la circulation physique. La circulation en couches, deux en hiver, trois en été, agirait plus ou moins comme un convoyeur bidirectionnel, soit entrant vers la tête du chenal Laurentien soit sortant vers le golfe selon que le comportement de migration verticale du krill le fait monter dans le convoyeur ou non. Par ailleurs, un mécanisme doit exister pour évacuer vers la côte sud, Gaspé et au-delà, la biomasse accumulée dans le cul-de-sac qu'est la tête du chenal Laurentien. Ce phénomène a pu être clairement observé à partir des résultats de Simard et Lavoie (1999) provenant d'une série de relevés à la tête du chenal en 1994 et 1995. Une des séries a montré une diminution significative de la biomasse, passant de 79 à 23 kt en seulement quatre jours, du 29 juin au 3 juillet 1994. Simard et Lavoie (1999) ont proposé que cette évacuation rapide d'une agrégation importante de krill aurait été engendrée par "*in the spring and summer of 1994, the night stay of the euphausiids in the surface layer generally coincided with the flood during spring tides and with the ebb during neap tides*". Cependant, une vérification de la synchonicité entre les augmentations et les diminutions de biomasse dans l'ensemble de la série de relevés et le cycle de marée n'a montré aucun patron cohérent (Figure 3.4.2-1). Dans les séries de juin, la biomasse du krill à la tête du chenal Laurentien est passée d'un niveau élevé à un niveau faible, alors que dans les séries d'août, elle est passée d'un très faible niveau à un faible niveau. Toute cette dynamique dans la variabilité de l'abondance s'est déroulée approximativement pendant la même phase de marée bimensuelle.

Afin de tester l'hypothèse davantage, nous avons calculé le flux net de la couche de surface (0-10 m) à la tête du chenal (ST3A) pendant les heures de nuit pour l'été 1994 à partir d'un modèle physique validé (Saucier et al. 2008). Comme le krill monte normalement dans les eaux de surface entre le crépuscule civil et l'aube civile (DVM), nous avons estimé le nombre d'heures passées à la surface pendant cette période pour la durée des relevés de 1994 (Simard et Lavoie 1999), c'est à dire du début juin à la fin août. Le flux net des eaux de surface a été calculé pour chaque nuit (8 heures) pour la période comprise entre chaque série afin de vérifier si le flux en surface était effectivement plus fort et plus soutenu en aval au moment du mois qui correspondrait à l'évacuation ou à la rétention d'une agrégation de krill et qui pourrait expliquer les changements observés dans les estimations de biomasse (Figure 3.4.2-2). La fourchette mensuelle de transport net nocturne était de 4 à 13 km selon le cycle mensuel des marées. Toutefois, le transport net de la couche de surface à la tête du chenal était près d'un minimum mensuel en juin 1994, soit entre 5 et 8 km (Figure 3.4.2-2). Pendant la série de juillet, l'estimation du déplacement net nocturne se situait entre 7 et 9 km (Figure 3.4.2-3); en août, le transport net pour le mois était entre 8 et 10 km (Figure 3.4.2-4). Par conséquent, le transport net nocturne dans la couche de surface était dans une phase similaire pour les trois séries de

relevés. Cependant, les changements dans la biomasse du krill étaient très différents (juin: forte à faible; juillet: forte à très forte, août: très faible à faible). En outre, peu importe le scénario, le déplacement nocturne en surface n'a pas dépassé 10 km, ce qui ne permet pas l'évacuation de krill présent la nuit dans les eaux de surface de la région des Escoumins. Par conséquent, un synchronisme entre les DVM normales et les cycles bimensuels de marées ne semble pas pouvoir expliquer l'évacuation du krill de la tête du chenal Laurentien.

Par contre, des indications suggèrent que le krill, ou du moins *T. raschii*, quitte la tête du chenal Laurentien en groupe ou parvient à former des agrégations une fois dans le courant de Gaspé. La série temporelle des relevés de 2009 suggère que l'agrégation présente à la tête du chenal en juin (82 kt) a été retrouvée au large de Matane en août (80 kt), sous forme d'une unité plus ou moins cohérente (Figure 3.2.2.1-1). Cela suggère également qu'elle aurait quitté le chenal déjà plus ou moins agrégée. Pour afficher ce degré de synchronisation dans le transport, soit qu'un mécanisme physique à moyenne échelle particulièrement puissant parvienne à générer une agrégation de krill de 20 km de long, soit que les individus de cette agrégation se synchronisent de façon à provoquer un transport groupé dans des conditions physiques normales.

Plusieurs essaims de surface ont été observés durant le jour pour diverses espèces de krill (Sameoto 1983; Nicol 1984; Watkins *et al.* 1986). Cela est perçu comme un évènement relativement rare mais dont la signification biologique a peut-être été sous-estimée. Si, par exemple, du krill à la tête du chenal Laurentien devait passer plus que les heures de nuit dans la couche de surface, le transport net vers l'aval depuis la tête du chenal deviendrait alors bien plus important, c'est-à-dire de 20 à 30 km par 24 h contre 4-12 km par nuit de 8 h en été.

Nicol (1984) a montré que les essaims de surface de *M. norvegica* dans la Baie de Fundy étaient dominés par les femelles en période de reproduction, ce qui l'a amené à conclure que ce phénomène était l'expression d'une migration ontogénique. Tarling *et al.* (1999) ont trouvé que la proportion de femelles matures (prêtes à pondre) était significativement plus élevée dans la couche de surface sur un cycle de quatre jours/nuits, suggérant également une augmentation de l'activité de surface associée à la maturité sexuelle. De plus, Tarling et Cuzin-Roudy (2003) ont montré qu'il y avait un haut niveau de synchronisation parmi les femelles en phase de ponte, particulièrement lors de leur premier cycle de reproduction de la saison. Puisque l'accouplement et la ponte des œufs ont lieu dans les eaux de surface, il y a une donc une plus forte probabilité que la portion reproductive de la population passe plus de temps dans les courants de surface. Il a aussi été suggéré que la synchronisation des épisodes de reproduction était influencée par la concentration de la chlorophylle *a* et que l'initiation de la saison de ponte, période pendant laquelle la plupart de la synchronisation devrait avoir lieu, correspondait à la floraison printanière (Tarling et Cuzin-Roudy 2003). La synchronisation a été observée pour *M. norvegica* et *T. raschii* (Astthorsson et Gislason 1997)

Afin d'examiner la pertinence de cette hypothèse dans l'EMSL, nous avons analysé à nouveau la série de relevés acoustiques réalisés en 1994 et 1995 à la tête du chenal Laurentien (Simard et Lavoie 1999). Nous avons comparé les séries temporelles d'abondance de krill avec la moyenne de Chl *a* en surface mesurée à la station fixe Rimouski, située à ~ 60 km en aval de la tête du chenal. La première série a été réalisée à la fin juin pendant la première floraison phytoplanctonique saisonnière; la biomasse de krill a diminué rapidement en 3 jours (Figure 3.4.2-5A), indiquant qu'il a été évacué de la région. La concentration de krill aurait profité de l'abondance de phytoplancton pour demeurer en surface au-delà de la période nocturne typique et aurait ainsi été déplacée jusqu'à 30 km vers l'aval en 24 heures selon les indications du modèle physique. La deuxième série de relevés a été réalisée au cours d'une période de faible abondance de chlorophylle *a* et comme le montrent les estimations de biomasse, l'agrégation

de krill a été stable ou en hausse. La troisième série, réalisée en juillet, suit une deuxième floraison phytoplanctonique; la biomasse de krill accumulée à la tête du chenal était en forte baisse, suggérant un deuxième évènement de ponte important en surface pendant le jour et l'évacuation de la concentration de krill.

Nous avons également comparé les estimations de biomasse à la tête du chenal Laurentien lors de nos relevés systématiques entre avril et octobre 2009 avec les concentrations de chlorophylle *a* récoltées à la station Rimouski (Figure 3.4.2-5B). Une réduction significative dans l'accumulation de la biomasse à la tête du chenal Laurentien (ST3A) a été observée après la floraison en juillet. Bien qu'il y ait plus de deux mois entre les relevés de biomasse, le patron est cohérent avec l'hypothèse que les floraisons attirent le krill dans les eaux de surface pour des périodes plus longues que la nuit, ce qui provoque son transport vers l'aval hors de la tête du chenal Laurentien.

4. INTERACTIONS TROPHIQUES

4.1 INTERACTIONS KRILL-RORQUAL BLEU

4.1.1 État des connaissances

(V. Lesage, T. Doniol-Valcroze)

Les rorquals bleus sont des spécialistes de l'exploitation du krill, ce groupe d'espèces constituant sa nourriture principale dans l'ensemble de son aire de distribution (Kellogg 1929; Nemoto 1970; Jonsgård 1955; Sergeant 1966; Kawamura 1980; Kawamura 1994; Croll *et al.* 2005; Abgrall 2009). Toutefois, les espèces exploitées varient grandement selon les régions. Dans le Saint-Laurent, des observations anecdotiques d'alimentation de surface ont confirmé l'alimentation des rorquals bleus sur les deux espèces d'euphausiacés, mais sans permettre d'établir la prépondérance de chacune dans la diète des rorquals bleus visitant cette région (Sears *et al.* 1981; V. Lesage, observation personnelle). Ce n'est que récemment qu'une étude reliant les rapports isotopiques des proies potentielles des rorquals bleus à ceux des tissus de ces derniers a pu confirmer la consommation des deux espèces et la prépondérance de *Thyssanoessa* sp. dans la diète des rorquals bleus du golfe lors de la période estivale (Gavrilchuk *et al.* Sous presse).

L'étude du comportement de plongée des rorquals bleus peut également contribuer à améliorer nos connaissances, tant pour les espèces visées que les densités de nourriture recherchées. Par exemple, un examen des patrons de plongée relativement à la distribution verticale des proies potentielles peut permettre de statuer sur la probabilité d'ingestion de chacune d'elles. De même, l'analyse de la distribution spatiale des activités reliées à l'alimentation peut fournir de l'information quant aux préférences et stratégies alimentaires adoptées.

Une étude réalisée récemment dans l'EMSL, mais hors du cadre de l'IRÉ, visait à mieux comprendre le comportement d'alimentation des rorquals bleus par le déploiement d'instruments sur une dizaine d'individus. Ces instruments enregistraient la vitesse de nage des rorquals bleus et les profondeurs de plongée à chaque seconde, ce qui a permis de détecter les changements de vitesse associés à l'engouffrement massif d'eau (et des proies qu'elle contient), et de décrire les patrons de plongée et d'alimentation, de jour comme de nuit. Ainsi, on a pu démontrer que les rorquals bleus plongent rarement à plus de 150 m de profondeur dans l'EMSL et s'y alimentent à moins de 130 m (Doniol-Valcroze *et al.*, 2011). Ces profondeurs concordent avec celles utilisées par les rorquals bleus dans le Pacifique, en Antarctique et au

sud de l'Australie, quoique dans le Pacifique, l'alimentation à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 300 m semble survenir sur une base régulière (Croll *et al.* 2001 ; 2005; Calambokidis *et al.* 2009; Gill *et al.* 2011; Goldbogen *et al.* 2011). Les études effectuées dans le Pacifique indiquent également que la distribution spatiale des rorquals bleus coïncide habituellement avec celle des concentrations d'euphausiacés qui se forment dans les zones de changements abrupts de profil topographique situées à proximité de zones d'upwelling côtiers (Croll *et al.* 2005). L'existence d'un lien avec des zones de changements abrupts de bathymétrie est appuyée par une modélisation de la convenance de l'habitat pour le rorqual bleu dans l'est du Canada et l'étude effectuée dans l'EMSL. Toutefois, cette dernière suggère également l'exploitation de deux autres types d'habitats pour l'alimentation en plus des zones de forte pente (Doniol-Valcroze *et al.* 2012). Ainsi, les rorquals bleus de l'EMSL s'alimenteraient dans 1) des zones de plateaux de faibles profondeurs où l'alimentation surviendrait principalement entre 0 et 30 m; 2) des zones de faible pente dans la zone profonde du chenal Laurentien où l'alimentation se situerait entre 40 et 80 m; et 3) des zones de forte pente le long des talus en marge du chenal où l'alimentation se concentrerait à des profondeurs de 70 à 80 m (Figure 4.1.1-1). Ces observations et celles d'une association plus étroite des rorquals bleus que les autres rorquals avec les fronts thermiques dans le golfe (Doniol-Valcroze *et al.* 2007) suggèrent que des facteurs autres que la topographie servent à définir l'habitat d'alimentation chez cette espèce.

L'accessibilité de la nourriture semble être un facteur important pour établir la qualité d'un habitat pour un rorqual bleu. En effet, l'étude précédente réalisée dans l'EMSL a également permis de prédire le comportement d'alimentation des rorquals bleus selon la profondeur à laquelle se situe leur nourriture (Doniol-Valcroze *et al.* 2011). Elle a démontré que le temps passé à s'alimenter durant une plongée augmente pour compenser les longs temps de transit associés à l'alimentation à plus grande profondeur. Comme les plongées de faible profondeur exigent moins de temps de récupération à la surface, ce sont celles qui ont permis d'atteindre les plus hauts taux d'alimentation par heure. Ainsi, l'alimentation de nuit, qui survient à faible profondeur puisque le krill est plus près de la surface, permet de prendre deux fois plus de bouchées par unité de temps que l'alimentation de jour. Ces observations sont conformes aux modèles d'optimalité qui prédisent une préférence pour l'alimentation à faible profondeur lorsque possible. L'observation répétée d'alimentation à moins de 30 m de la surface même le jour confirme également cette préférence pour les faibles profondeurs lorsque de la nourriture y est disponible, et suggère que, dans une certaine mesure, la qualité d'un habitat n'est pas définie seulement par la densité et l'abondance des proies mais aussi par leur accessibilité (Doniol-Valcroze *et al.* 2011).

L'étude a également permis de démontrer que les rorquals bleus passent une grande proportion de leur temps à s'alimenter : 45 à 94 % de la durée des suivis selon les individus (Doniol-Valcroze *et al.*, données non publiées). Durant le jour, l'activité d'alimentation semble plus intense à marée haute ou lors de la marée montante qu'à marée basse ou descendante, alors que la nuit, le patron d'alimentation semble plus diffus. Toutefois, le temps passé à s'alimenter diminue vers la fin août et est inversement corrélé avec le temps passé en paires, c'est-à-dire en interaction sociale avec d'autres rorquals bleus.

4.1.2 Le rôle structurant du krill dans la distribution, le déplacement et le comportement d'alimentation des rorquals bleus dans l'EMSL et les eaux adjacentes

(I. H. McQuinn, R. Sears, S. Plourde, J.-F. Gosselin, V. Lesage, T. Doniol-Valcroze, J.-F. St. Pierre, M. Dion, M.-N. Bourassa, A. Raymond, R. Michaud, N. Ménard)

4.1.2.1 Étude de l'association entre les proies et les prédateurs

L'association entre les proies et les prédateurs peut se produire à plusieurs échelles spatiales. Ici, nous avons examiné les associations à l'échelle des bassins et à l'échelle régionale au sein de l'EMSL et le nord-ouest du golfe dans le but de déterminer l'importance relative de ces différentes régions et de décrire comment chaque espèce de cétacé exploitait les ressources dans ces régions.

Comme mentionné plus haut, le relevé acoustique régional avait une résolution spatiale plus fine que le relevé à grande échelle. Grâce aux transects acoustiques espacés de seulement 10 à 15 km en fonction de la strate considérée, les dimensions des agrégations de krill ont pu être définies avec suffisamment de résolution. Les associations entre les différentes espèces de baleines et chaque espèce de krill, les poissons avec vessie natatoire et les poissons sans vessie natatoire ont été examinées.

Distribution des cétacés

À partir des observations effectuées lors du relevé régional, plusieurs zones ont pu être identifiées comme zones d'intérêt pour les baleines à fanons : la tête du chenal Laurentien, le courant de Gaspé (en particulier les environs de Matane, Mont-Louis et Rivière-au-Renard), l'est de Gaspé, le Banc Parent et Pentecôte sur la côte nord de l'EMSL. Cependant, la plupart des baleines ont été observées hors de l'EMSL (Tableau 4.1.2.1-1) et parmi ces dernières, la majorité se trouvait au large des côtes de Gaspé (ST7, ST8AA). Les rorquals communs, les rorquals à bosse et les petits rorquals ont été retrouvés dans chacune des zones, alors que les rorquals bleus ont été observés dans trois zones, soit la tête du chenal Laurentien, Matane et Rivière-au-Renard.

Au large de Rivière-au-Renard, en août dans ST7, une agrégation mince de krill le long du talus coïncidait avec l'observation d'une variété de baleines à fanons, incluant 10 rorquals bleus. Cette zone correspond à la proximité du talus du chenal Laurentien qui a été identifiée comme l'habitat primaire du krill arctique dans le golfe (McQuinn *et al.* ce document). Similairement, on a trouvé que les baleines à fanons étaient plus nombreuses au niveau des habitats du plateau et du talus (Tableau 4.1.2.1-1).

Bien que les relevés effectués à l'échelle du bassin présentaient une résolution spatiale plus faible et comprenaient seulement des données d'observations des mammifères marins durant le jour, leur couverture à grande échelle a permis d'identifier certaines zones importantes pour l'alimentation des rorquals qui n'avaient pas encore été décrites. Le talus du chenal longeant la côte ouest de Terre-Neuve a été précédemment identifié comme une zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) pour les mammifères marins, principalement à cause de sa « bathymétrie locale assez unique qui favorise l'agrégation persistante de zooplancton » (Lesage *et al.* 2007). Notre étude hydroacoustique est la seule réalisée dans cette région depuis Berkes (1976). Elle y a quantifié les agrégations d'euphausides et a confirmé l'importance de ce secteur comme zone où se forment des agrégations de krill qui peuvent parfois persister. L'observation d'un rorqual bleu avec son veau le long de ce talus, en association avec une concentration de krill, confirme l'utilisation d'un tel habitat par les rorquals

bleus accompagnés de jeunes, une observation rare qui suggère que davantage d'effort devrait être consacré à l'exploration de cette zone précédemment sous-échantillonnée.

Également, l'étude à grande échelle a confirmé quelques patrons observés à l'échelle régionale, soit que les rorquals communs étaient plus fortement associés avec le krill qu'avec les poissons, ce qui concorderait avec la diète établie à partir des rapports d'isotopes stables (Gavrilchuk et al. Sous presse). Ce patron pourrait aussi avoir une forte composante régionale. Étant plus flexibles dans leur régime alimentaire, les rorquals communs peuvent cibler d'autres proies plus abondantes et concentrées régionalement. À cette échelle, il s'agirait de *T. raschii*, au moins en 2009. Cependant, il pourrait y avoir des exceptions à l'échelle locale. Le Banc Parent, sur la pointe ouest de l'Île d'Anticosti, était un site d'observations d'une variété de baleines en 2005 où les poissons fourrages abondaient dans les données acoustiques (McQuinn *et al.* 2012). Mais au cours des années récentes, les proies ainsi que les prédateurs y ont été rares durant les relevés acoustiques annuels, suggérant que les opportunités d'alimentation devaient être meilleures ailleurs (Gosselin et McQuinn, données non publiées).

Association avec le krill arctique

Les associations entre le krill arctique et les rorquals ont montré trois patrons dominants. Le premier était caractérisé par un indice d'association élevé entre les rorquals communs et le noyau d'agrégation de krill arctique le plus dense (63 g m^{-2}); il diminuait brusquement au niveau de la zone tampon à partir de 3 km jusqu'à 9 km (Figure 4.1.2.1-1). À une telle densité de krill au noyau d'agrégation, la densité de rorquals communs était 45 fois supérieure à la distribution aléatoire pour cette espèce. Un patron similaire a été observé pour le noyau d'agrégation de 31 g m^{-2} où la densité de rorqual commun était égale à 27 fois la distribution aléatoire. Bien que l'association chute à un niveau équivalent à la distribution aléatoire à la zone tampon de 6 km, ces résultats supportent une forte association qui est spatialement limitée entre le rorqual commun et le krill arctique.

Le deuxième patron dominant a été observé pour le rorqual bleu et le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*). Ces deux espèces n'ont pas montré d'association avec la densité la plus élevée (63 g m^{-2}) de l'agrégation de krill arctique, mais plutôt une plus forte association à l'intérieur de la zone tampon de 3 km suggérant que ces espèces sont attirées par les noyaux d'agrégation denses mais ne les exploitent pas directement (Figure 4.1.2.1-1). À partir des résultats de la densité de noyau d'agrégation à 31 g m^{-2}, l'association la plus forte a été observée avec la plus faible densité de noyau mais cette association a chuté en dessous de la distribution aléatoire à 6 km pour les rorquals à bosse et 9 km pour les rorquals bleus, suggérant encore ici une attirance envers la périphérie des agrégations préférées par le rorqual commun.

Le troisième patron a été observé pour le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et les odontocètes qui, malgré le nombre élevé d'individus observés, n'ont montré aucune association avec *T. raschii* et, en fait, étaient associés le plus souvent aux densités inférieures aux densités aléatoires, ce qui suggère un comportement d'évitement (Figure 4.1.2.1-1). . À l'exception des bélugas qui ont montré une faible association à *T. raschii* à des niveaux de densité intermédiaires à faibles (8 -16 g m^{-2}), les odontocètes étaient en général plus associés avec les poissons (Tableau 4.1.2.1-2). Ces résultats sont cohérents avec les données existantes suggérant une diète composée essentiellement de poissons chez les dauphins (Pauly *et al.* 1998), les marsouins (Fontaine *et al.* 1994) et les bélugas (Vladykov 1946), et confirment les résultats obtenus via les rapports d'isotopes stables chez les petits rorquals du golfe d'une faible contribution de *T. raschii* à leur diète (Gavrilchuk *et al.* Sous presse).

Le premier patron d'association a également été observé dans la catégorie des rorquals non identifiés à l'espèce, soit « grand rorqual » (Figure 4.1.2.1-1). Cette catégorie a montré une forte association avec les agrégations aux noyaux les plus denses (63 g m^{-2}) à des niveaux 26 fois supérieurs à la distribution aléatoire et diminuant graduellement jusqu'à la distribution aléatoire au-delà de la zone tampon de 6 km. Cela est comparable à la catégorie des « grands rorquals » créée artificiellement par la somme des classes de « rorqual commun + rorqual bleu + rorqual à bosse » qui ont été identifiés à l'espèce, soit une association 29 fois plus forte au niveau des noyaux les plus denses (63 g m^{-2}) relativement à une distribution aléatoire, accompagnée d'une diminution graduelle vers la distribution aléatoire au-delà de 6 km. Cela suggère que le groupe « grands rorquals » est principalement composé de « rorqual commun + rorqual bleu + rorqual à bosse » dans les proportions mesurées pour les baleines identifiées à l'espèce, c'est-à-dire dominés par les rorquals communs.

Association avec le krill nordique

Contrairement aux patrons de l'indice d'association observés pour les baleines à fanons avec *T. raschii*, les indices d'association étaient beaucoup plus faibles avec *M. norvegica* (Figure 4.1.2.1-2). Premièrement, aucune espèce de rorqual n'a montré une augmentation de l'indice d'association avec la densité du noyau d'agrégation de krill nordique. Seuls les rorquals communs ont montré une augmentation notable de l'indice d'association au niveau des 6 km de la zone tampon du noyau d'agrégation à 63 g m^{-2}, définissant ainsi le quatrième patron d'association. Cependant, cela est possiblement un artéfact créé en partie par l'association spatiale de *T. raschii* et *M. norvegica*, même si les données isotopiques ne permettent pas d'exclure le krill nordique comme nourriture du rorqual commun dans le golfe (Gavrilchuk 2012).

Préférences alimentaires des rorquals et distribution

L'étude à l'échelle régionale a montré essentiellement quatre niveaux d'association : 1) une association forte avec un noyau dense de l'agrégation de krill, 2) une attirance pour les noyaux denses mais des associations plus fortes à la zone tampon des agrégations à 3 km, 3) des associations aux zones tampons des agrégations à 6 ou 9 km et 4) aucune association (Tableau 4.1.2.1-2). Les deux premiers patrons d'association impliquent seulement le krill arctique. Les rorquals communs et les rorquals non-identifiés à l'espèce présentaient un patron d'association correspondant au premier niveau, celui des rorquals bleus et des rorquals à bosse correspondait au deuxième niveau, alors que celui des petits rorquals et de tous les odontocètes correspondait au quatrième niveau. Les patrons d'association avec *M. norvegica* correspondaient tous soit au troisième soit au quatrième niveau.

Ainsi, en juin et en août, il semble que les quatre espèces de grand rorqual dans le nord-ouest du golfe soient plus fortement associés à la distribution de densité de *T. raschii* qu'à celle de *M. norvegica*, même si les petits rorquals le sont en général peu et que seuls les rorquals communs et les rorquals non-identifiés à l'espèce (probablement dominés par les rorquals communs) aient une quelconque association avec le krill nordique. *T. raschii* présente une biomasse plus importante, forme des densités régionales plus élevées avec des agrégations locales plus denses et se maintient moins en profondeur dans la colonne d'eau que *M. norvegica* durant le jour (McQuinn *et al.* ce document). Dans ces conditions, *T. raschii* offrirait de plus grandes biomasses aux prédateurs à respiration aérienne à un coût énergétique moindre par rapport au krill nordique, ce qui en ferait, selon les stratégies optimales d'alimentation (Doniol-Valcroze *et al.* 2011), une proie plus attrayante que ce dernier pour les grands rorquals.

Il est intéressant de noter que les rorquals communs étaient fortement attirés par les noyaux d'agrégations alors que les rorquals bleus et les rorquals à bosse étaient concentrés dans les 3 km des zones tampons des agrégations. Comme les rorquals communs sont plus abondants et se nourrissent habituellement en groupe, ce patron pourrait refléter un certain niveau de compétition (Friedlaender *et al.* 2009). Toutefois, cette tendance des rorquals bleus à être attirés par des agrégations denses de krill, mais à éviter les noyaux d'agrégations peut être également observée en l'absence des rorquals communs (Fig. 7 dans Croll *et al.* 2005) ce qui suggère qu'elle est plus probablement reliée à la préférence des rorquals bleus pour une fraction spécifique des densités de krill.

En se basant sur la distribution générale des baleines observées durant la mission d'août 2009, certaines agrégations de krill semblaient plus intéressantes que d'autres pour les rorquals bleus puisque ceux-ci étaient surtout (10 sur 13) concentrés dans le secteur de Rivière-au-Renard durant la mission. Les observations de rorquals communs étaient réparties de manière plus homogène entre les zones et n'ont pas permis de déterminer une préférence pour un secteur en particulier. Par contre en août 2009, le nombre et la densité de baleines bleues et de rorquals non-identifiés étaient respectivement de 3,6 et 3,9 fois plus élevés en dehors de l'estuaire qu'à l'intérieur tandis que toutes les observations de rorquals à bosse ont été à l'extérieur (Tableau 4.1.2.1-1).La densité des petits rorquals et des rorquals communs était légèrement plus élevée (1,3 et 1,5 fois, respectivement) à l'extérieur. Il apparaîtrait donc que du moins en août 2009, le nord-ouest du golfe était un habitat aussi sinon plus important pour des baleines à fanons que l'EMSL. La série de relevés acoustiques combinée avec des données d'observations de mammifères marins suggère que les grandes baleines à fanons étaient plus fortement associées avec les agrégations de *T. raschii* qu'avec celles de *M. norvegica*, et qu'elles se retrouvaient principalement là où le krill arctique se concentrait, soit dans les zones de talus, incluant ceux du chenal Laurentien (McQuinn *et al.* ce document). Le nombre de rorquals bleus, communs, à bosse et de petits rorquals en août 2009 était plus élevé sur les talus (Tableau 4.1.2.1-1).

On aurait pu supposer que les consommateurs spécialisés du krill comme les rorquals bleus se nourrissent naturellement des agrégations les plus denses pour satisfaire leurs besoins en énergie. Bien que, d'un point de vue général, cela soit sans doute vrai, dans le sens que les rorquals bleus dans le golfe sont retrouvés à proximité des agrégations les plus denses de krill arctique (*T. raschii*), ils ont rarement été observés en train d'exploiter directement le noyau dense de l'agrégation. De plus, les rorquals bleus étaient apparemment absents de plusieurs zones d'agrégation dense de krill, alors qu'ils étaient présents près d'autres où la densité était plus faible. Ceci suggère que la densité absolue de krill n'est pas le seul facteur intervenant dans l'association entre le krill et les rorquals bleus.

4.1.2.2 Étude des agrégations

L'analyse des données du relevé acoustique systématique régional ainsi que des travaux parallèles à ceux de l'IRÉ et qui ont démontré une adhérence des rorquals bleus aux stratégies optimales d'alimentation (Doniol-Valcroze *et al.* 2011) suggèrent que les profondeurs d'agrégation du krill constituent vraisemblablement un facteur pouvant influencer la présence ou l'absence de rorquals bleus près de ces agrégations. La biomasse moyenne du krill arctique dans les strates sans rorqual bleu équivalait à presque quatre fois celle des strates où les rorquals bleus étaient présents (Figure 4.1.2.2-1). Cela semble contre-intuitif pour une stratégie d'alimentation optimale. Cependant, la biomasse moyenne de *T. raschii* dans les premiers 100 m des strates où les rorquals bleus étaient présents était presque cinq fois plus élevée que dans les strates où le rorqual bleu était absent. En d'autres mots, il semble que ce soit les

biomasses en eaux moins profondes et non les biomasses totales qui dictent la présence ou l'absence des rorquals bleus.

L'agrégation possédant la densité la plus élevée de rorquals bleus se trouvait à ST7 où, à partir d'échogrammes (Figure 4.1.2.2-2), nous avons observé une distribution bimodale de *T. raschii*, soit un mode près du fond et un autre dans la colonne d'eau entre 40-60 m; des concentrations de krill reliaient les deux modes, indiquant de la connectivité entre les deux. Le groupe supérieur se situait nettement dans la zone photique et était donc perceptible par des prédateurs visuels. À cette agrégation supérieure étaient associés non seulement des rorquals bleus, mais aussi des rorquals communs et des rorquals à bosse. Les baleines à fanons étaient distribuées d'une extrémité de l'agrégation supérieure à l'autre. À l'est dans ST8AA, une très grande agrégation de krill arctique d'une biomasse 10 fois plus élevée que la précédente (Figure 4.1.2.2-2, encadré), et située presque entièrement sous les 100 m était associée seulement à un rorqual commun et à un petit rorqual.

Suivi d'un rorqual bleu marqué

Le premier jour de la mission sur le Coriolis II, le 25 août 2009 à 13h46, un rorqual bleu a été muni d'un archiveur permettant d'enregistrer chacune de ses alimentations dans la région sud-ouest de la strate ST3A, près de la tête du chenal Laurentien, dans le secteur de Bon Désir. Le rorqual a été suivi par radio-télémétrie pendant 6 h jusqu'à ce que la pénombre arrête les opérations. Ce jour-là, mais quelques heures auparavant, le parc Marin Saguenay-St-Laurent effectuait un relevé acoustique systématique couvrant ce secteur. À partir des données multifréquences ainsi récoltées, nous avons pu classer les échos des différentes espèces de krill (McQuinn *et al.* 2013) et déterminer quelles étaient les espèces et les densités des agrégations dans les secteurs où des rorquals bleus se sont alimentés dans les heures qui ont suivi.

À partir de la reconstruction de la trajectoire du rorqual marqué et des caractéristiques de l'agrégation de krill (Figure 4.1.2.2-3), on observe que le rorqual s'est d'abord nourri en eau peu profonde (10 - 39 m) avant de continuer à s'alimenter pendant les heures suivantes dans une agrégation de *T. raschii* d'une densité moyenne de 3 g m^{-3}, généralement entre 80 - 100 m. Par la suite, l'alimentation s'est déplacée vers des profondeurs plus faibles (entre 50 - 80 m) malgré l'apparence d'une plus grande abondance de krill à la profondeur exploitée auparavant. Après deux heures passées à s'alimenter à cette profondeur, l'individu a commencé à exécuter des plongées peu profondes (0 - 20 m) et à se nourrir près de la surface (0 - 10 m). L'absence de données acoustiques dans ce secteur ne permet pas de statuer précisément sur les densités exploitées. Après deux heures d'alimentation et deux cycles d'« exploration » par des plongées jusqu'à 50 m dans ce secteur, le rorqual est retourné vers l'agrégation de krill précédemment exploitée avant que nous ne le perdions en raison de la noirceur (non illustré).

Suivi de baleines-cibles

Le deuxième et le troisième jour de l'étude des agrégations à bord du Coriolis II, des conditions météorologiques défavorables ont interrompu nos activités. De forts vents d'ouest–nord-ouest ont soufflé pendant 38 h induisant, entre autres, une forte remontée d'eau le long de la côte nord de l'EMSL. (Figure 4.1.2.2-4A; P. Larouche, Institut Maurice-Lamontagne, données non-publiées). Lorsque nous sommes revenus dans la zone d'étude, la distribution du krill avait changé. Alors qu'avant l'épisode de vent, il était concentré principalement dans le chenal (Figure 4.1.2.2-5A), il était maintenant étalé entre le plateau, le talus et le chenal (Figure 4.1.2.2-5B). La distribution verticale était désormais bimodale, avec la majorité du krill en dessous de 80 m et un second mode à moins de 10 m de la surface. Le comportement de

plongée des rorquals avait également changé par rapport à l'animal marqué deux jours auparavant. Une équipe chargée de suivre à la trace le comportement et les déplacements des rorquals bleus a noté que deux individus s'alimentaient continuellement en surface avec des plongées très courtes (Figure 4.1.2.2-6A, moyenne 02:50 min), ce qui est cohérent avec les observations de plongées entre 0 et 20 m (moyenne = 6 m) par Doniol-Valcroze *et al.* (2011) lorsque les données de jour et de nuit sont considérées. Le relevé acoustique systématique a trouvé la majorité des rorquals bleus dans l'extrémité nord-est de l'agrégation de krill où les densités étaient plus faibles qu'ailleurs, mais où *T. raschii* formait des essaims en surface (Figure 4.1.2.2-7). Ces essaims ont pu être observés sur les transects acoustiques lorsque ceux-ci passaient à proximité des rorquals cibles au moment où, présumément, ils se nourrissaient. Ces essaims avaient une densité moyenne entre 15-25 g m^{-3} et ont été retrouvés entre 5 et 8 m de la surface.

Le jour suivant, la distribution du krill avait encore changé (Figure 4.1.2.2-5C), accompagnée par un changement du comportement de plongée des rorquals bleus. L'agrégation de krill s'était alors étirée en direction sud presque complètement dans le chenal. Le krill était aussi étalé verticalement et presqu'uniformément sur toute la colonne d'eau pour toute la strate, de 140 m à la surface, avec un maximum d'abondance à moins de 10 m, ce qui ressemblait à la configuration de nuit. Le comportement d'alimentation à la surface observé la journée précédente avait été remplacé par des plongées probablement d'alimentation plus longues et présumément plus profondes alors qu'aucun essaim de krill n'était détecté près de la surface par acoustique dans l'aire d'alimentation des baleines. L'intervalle entre les plongées était alors plus de deux fois plus long que celui observé la journée précédente (Figure 4.1.2.2-6B; moyenne = 06:44 min; N = 3 animaux), ce qui est compatible avec des plongées pouvant aller de 25 à 60 m (moyenne = 37 m; Doniol-Valcroze *et al.* 2011).

Stratégie d'alimentation des rorquals bleus

Malgré la faible taille d'échantillon en ce qui concerne les suivis de rorquals bleus, l'étude des agrégations réalisée à la tête du chenal Laurentien supporte l'hypothèse avancée à partir du relevé régional à l'effet que les rorquals bleus préfèreraient se nourrir de krill en eaux peu profondes, soit à moins de 100 m. Ces conclusions sont supportées par les données de suivi individuel de 11 rorquals bleus dans l'estuaire qui ne montrent qu'une seule plongée d'alimentation en deçà de 120 m (Doniol-Valcroze *et al.* 2011). L'ensemble de ces observations suggère que les rorquals bleus ne se nourrissent pas nécessairement des agrégations les plus denses de krill malgré leur capacité à le faire.

Nous avons émis l'hypothèse que les rorquals bleus du golfe du Saint-Laurent utilisent de façon préférentielle les agrégations de *T. raschii* se retrouvant dans la zone photique, et qu'elles s'y retrouveraient suite à une migration active possiblement liée à certains stades de leur cycle de vie (Tarling et Cuzin-Roudy 2003; McQuinn *et al.* ce document). Au cours de l'étude des agrégations, nous avons recueilli des échantillons verticalement stratifiés de krill, de jour et de nuit. Les échantillons récoltés en surface le quatrième jour contenaient une proportion significativement plus grande d'individus matures (prêts à pondre) qu'en profondeur. Ce genre de configuration est le plus souvent retrouvé dans des zones de production phytoplanctonique, mais peut également être associé à une rupture dans la dynamique de migration verticale nycthémérale habituelle (Tarling *et al.* 1999). Le changement dans le patron de migration verticale nycthéméral observé pourrait donc être le résultat d'une perturbation de la structure verticale de la masse d'eau suite à une remontée majeure d'eau durant les deuxième et troisième jours de la mission (Figure 4.1.2.2-5). Mais le krill était encore à la surface le lendemain malgré sa capacité à réintégrer rapidement les profondeurs de jours habituelles. La présence du krill en surface pourrait également résulter d'un changement de comportement

suite à l'évènement plutôt que d'une réponse directe au forçage hydrodynamique (l'évènement). Par exemple, le changement de comportement migratoire pourrait avoir été provoqué par une combinaison de modifications dans les caractéristiques de la masse d'eau (par ex. l'apport de matériel organique ou de phytoplancton) et l'état physiologique du krill.

Le comportement de quête alimentaire du rorqual bleu n'est vraisemblablement pas aléatoire. Il a été démontré qu'il adhère à celui de l'optimalité où les ressources près de la surface sont exploitées de façon préférentielle (Doniol-Valcroze *et al.* 2011). Bien que le degré de dépendance des rorquals bleus aux phénomènes de concentration du krill près de la surface soit inconnu, il est possible qu'ils explorent d'abord les zones connues d'agrégations à la recherche d'agrégations près de la surface. La disponibilité de krill en reproduction près de la surface maximiserait le retour sur l'investissement et semblerait donc profitable pour les rorquals bleus. Étant donné le lien entre la floraison printanière phytoplanctonique et le début du cycle reproducteur de *M. norvegica* (voir Tarling et Cuzin-Roudy 2003) et de *T. raschii* (Astthorsson et Gislason 1997), on s'attendrait à ce que les rorquals bleus recherchent les zones de chevauchement entre les agrégations de krill et les floraisons phytoplanctoniques.

L'habitat du rorqual bleu semble un concept éphémère qui pourrait comporter une composante spatiale très spécifique, mais aussi un aspect temporel structuré par des éléments comportementaux, chacun impliquant le prédateur et ses proies. L'EMSL serait une zone d'alimentation significative pour les grands rorquals dans l'écosystème du Saint-Laurent, non pas pour ses abondances ou densités de krill plus élevées qu'ailleurs dans le golfe mais, au moins dans le cas des rorquals bleus, pour la plus grande disponibilité du krill à certaines périodes de l'année. Le krill dans l'EMSL est, en général, retrouvé plus haut dans la colonne d'eau à cause de la corrélation inverse avec la pénétration de la lumière (Plourde *et al.* 2013), le rendant déjà plus accessible aux animaux se nourrissant en surface par rapport aux zones hors de l'EMSL. Cependant, dépendamment du comportement reproducteur du krill, cet avantage pourrait être multiplié. L'EMSL possède donc des caractéristiques d'alimentation intéressantes qui attirent les rorquals bleus du milieu à la fin de l'été. Cependant, il est en compétition avec d'autres zones de l'ouest du golfe ayant leurs propres attraits particuliers.

4.2 MODÈLE SIMPLIFIÉ DE L'ÉCOSYSTÈME : RELATIONS TROPHIQUES RELIÉES AU KRILL

(C. Savenkoff, D. Chabot et M. Harvey)

À partir de l'analyse de données existantes, nous avons déterminé les espèces de l'écosystème de l'estuaire maritime du Saint-Laurent qui pourraient influencer les interactions trophiques entre le rorqual bleu et les deux espèces d'euphausiacés dominantes (*T. raschii* et *M. norvegica*) soit en tant que prédateurs du krill (donc compétiteurs du rorqual bleu), ou soit en tant que proies du krill.

En se basant sur l'information disponible (analyses de contenus stomacaux et revue de littérature; voir Savenkoff [2012] pour plus de détails), nous avons estimé la prédation potentielle sur *T. raschii* et *M. norvegica* par les principales espèces d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins de l'EMSL. Au niveau supérieur du réseau trophique, les mysticètes tels que le rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae*, le rorqual commun *Balaenoptera physalus* et le petit rorqual *Balaenoptera acutorostrata* consomment tous du krill. Certains oiseaux marins et le phoque du Groenland *Pagophilus groenlandicus* sont d'autres prédateurs au sommet du réseau trophique (Figure 4.2-1A). Ces régimes alimentaires peuvent être convertis en termes de prédation potentielle en utilisant des valeurs moyennes de consommation obtenues dans la littérature (voir Savenkoff [2012] pour plus de détails). Ce sont

des prédations potentielles, car ces valeurs ne sont pas estimées par un modèle qui tiendrait compte de différentes contraintes sur l'écosystème (biomasses présentes, ressources disponibles, besoins métaboliques de l'ensemble des espèces, etc.). Ces prédations potentielles permettent d'illustrer le besoin en krill pour l'ensemble des espèces présentes et de voir si le krill est une ressource limitée ou non dans l'EMSL. Au niveau supérieur, le rorqual bleu est le principal consommateur de krill dans l'EMSL (Figure 4.2-1B).

Les deux espèces de krill sont des proies fréquentes dans l'alimentation des poissons démersaux (ensemble entre 1 % et 24 %) (Figure 4.2-2A). Même si la proportion de krill dans l'alimentation des petits poissons démersaux (ex. chaboisseaux) est faible (proche de 1 %), la biomasse de ces poissons fait qu'ils peuvent consommer beaucoup de ces deux espèces de krill (Figure 4.2-2B). Les autres prédateurs importants sont le petit turbot (taille < 40 cm) *Reinhardtius hippoglossoides*, les raies (raie épineuse *Amblyraja radiata* et raie lisse *Malacoraja senta*), la plie canadienne *Hippoglossoides platessoides* et les plies (surtout la plie grise *Glyptocephalus cynoglossus*) (Figure 4.2-2B).

La proportion de krill dans l'alimentation des poissons pélagiques se situe entre 18 % et 58 % (Figure 4.2-3A) et le capelan est un des prédateurs importants de krill dans l'écosystème (Figure 4.2-3B).

Parmi les invertébrés, les crevettes (surtout la crevette nordique *Pandalus borealis*), le grand amphipode hypéridé *Themistho libellula* et certaines espèces de macrozooplancton (autres amphipodes hypéridés *T. abyssorum* et *T. gaudichaudi* et plancton gélatineux) sont de grands consommateurs de krill (Figures 4.2-4A et B).

La proportion de chacune des deux espèces de krill dans l'alimentation des différentes espèces étudiées dans l'EMSL représente en moyenne 6 % (12,1 % en tout); le capelan et les crevettes représentent en moyenne 6,1 % et 10,1 %. Les prédateurs des deux espèces de krill et donc les compétiteurs du rorqual bleu pour cette ressource sont ainsi situés à tous les niveaux du réseau trophique; les principaux prédateurs étant les autres espèces du macrozooplancton, le capelan, le grand amphipode hypéridé *T. libellula* et les crevettes (Figure 4.2-5). Même si la proportion de krill dans l'alimentation peut être faible (proche de 5 % pour les autres espèces du macrozooplancton par exemple; Figure 4.2-4A), leur grand nombre (biomasse) résulte en une prédation importante sur le krill. La prédation potentielle totale est de l'ordre de 15,0 t km^{-2} an^{-1} pour *M. norvegica* et 19,5 t km^{-2} an^{-1} pour *T. raschii* dans l'EMSL (soit environ 98 000 t et 127 500 t respectivement par an). Ces valeurs de prédation sont inférieures aux limites des intervalles de production estimées pour chacune de ces deux espèces de krill (*M. norvegica* : de 22,4 à 59,0 t km^{-2} an^{-1}; *T. raschii* : de 22,7 à 149,9 t km^{-2} an^{-1}; Savenkoff 2012). Ainsi, même si la compétition est présente à tous les niveaux, la ressource en krill ne semble pas être limitante dans l'EMSL. De futurs résultats issus de la modélisation écosystémique en cours devraient permettre de valider cette constatation en tenant compte des contraintes écotrophiques et des besoins métaboliques des espèces étudiées ainsi que de la mortalité naturelle autre que la prédation et des possibilités d'export du système.

La ressource est-elle limitante pour le krill? *M. norvegica* et *T. raschii* consomment surtout du phytoplancton et du détritus (84 % de l'alimentation au moins; Figure 4.2-6). Les autres espèces de macrozooplancton et le mésozooplancton constituent les principaux compétiteurs. Le détritus étant rarement limitant, le phytoplancton ou plus précisément la production phytoplanctonique ou production primaire est-elle limitante dans l'EMSL? La prédation potentielle totale sur le phytoplancton par les différentes espèces est de l'ordre de 678,5 t km^{-2} an^{-1}, valeur bien inférieure aux intervalles de production primaire calculés pour l'EMSL (entre 2 689,6 et 9 899,0 t km^{-2} an^{-1}; M. Starr, Institut Maurice-Lamontagne, données non publiées, Savenkoff 2012). Les

principales sources de nourriture pour les deux espèces de krill semblent donc être disponibles en quantité non limitante dans l'EMSL.

En conclusion, l'ensemble de ces observations montre que le krill est une proie importante pour un grand nombre d'espèces à tous les niveaux du réseau trophique de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Ainsi, même si la quantité de krill ne semble pas être limitante dans l'EMSL (voir aussi McQuinn *et al.* ce document), les rorquals bleus, plutôt solitaires, doivent rivaliser avec un nombre important de compétiteurs. Certains ont formulé l'hypothèse que le nombre croissant de poissons pélagiques compétiteurs et d'autres rorquals plus généralistes, tels que le rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae* ou le rorqual commun *Balaenoptera acutorostrata* ciblant tant le krill que les poissons pélagiques, pourrait expliquer le départ des rorquals bleus de la Minganie vers d'autres régions du golfe du Saint-Laurent depuis les années 1990 (Comtois 2010; Comtois *et al.* 2010).

5. PRESSIONS ET VUNÉRABILITÉS DU SYSTÈME

Les populations de mammifères marins peuvent être sujettes à des fluctuations pouvant se produire en réponse à des changements naturels dans l'abondance de la nourriture, des prédateurs, des compétiteurs, ou même des changements dans les conditions environnementales. De même, les activités humaines peuvent avoir, dans certaines circonstances, des impacts significatifs sur ces populations animales, pouvant en compromettre le bien-être, voire menacer leur survie (Savaria *et al.* 2003). Parmi les menaces d'origine anthropique à risque élevé identifiées et pouvant actuellement nuire au rétablissement de la population de rorquals bleus du nord-ouest de l'Atlantique, nous retrouvons les perturbations de l'environnement, le bruit associé à la navigation et la disponibilité de nourriture.

5.1 VARIABILITÉ DES CONDITIONS OCÉANOGRAPHIQUES PHYSIQUES

(P. S. Galbraith et J. Chassé)

Les principales caractéristiques océanographiques de l'estuaire maritime sont la stratification, la circulation en couches et la température des trois masses d'eau qui le composent : surface, intermédiaire froide et profonde.

5.1.1 Débit, stratification et circulation estuarienne

Le débit moyen du fleuve Saint-Laurent est de 12 000 $m^3 s^{-1}$ mesuré à Québec. Ce débit a une forte incidence sur l'estuaire maritime car il en détermine la stratification (corrélation de 74 % entre le débit et la stratification à la station de monitorage de Rimouski; moyenne entre mai et octobre 1991 - 2010) ainsi que l'intensité de la circulation estuarienne. Entre 1955 et 2010, le débit moyen a connu une tendance générale à la baisse de 470 $m^3 s^{-1}$ par décennie, soit une diminution de 14 % en 36 ans (Galbraith *et al.* 2011).

La circulation estuarienne peut être décrite par les relations de Knudsen qui déterminent le bilan des flux d'eau douce et de sels qui entrent et sortent d'un estuaire en régime stationnaire. L'amplification estuarienne est définie comme le rapport entre le transport d'eau salée sortant de l'estuaire en aval et le transport fluvial entrant dans l'estuaire en amont. Il dépend du mélange entre les eaux fluviales et les eaux salées profondes d'origine océanique et donc, de la stratification du système. Dans une simulation numérique du Saint-Laurent pour la période de 2006 à 2010, brièvement décrite dans Galbraith *et al.* (2011), l'amplification estuarienne à la section de Pointe-des-Monts variait d'un minimum de 6 en juin jusqu'à un maximum de 23 en

décembre (c'est-à-dire que le transport sortant à Pointe-des-Monts était 23 fois plus grand que le débit fluvial en décembre). Dans ces simulations, lorsque moyennées sur toute l'année, une augmentation du débit fluvial résultait en une augmentation du transport estuarien en dépit d'une légère baisse de l'amplification estuarienne. Par contre, prises mois par mois, une augmentation des crues printanières résultait non seulement en une baisse de l'amplification estuarienne, mais aussi en une baisse du transport estuarien. En conclusion, les simulations numériques montrent que l'estuaire devient tellement stratifié en période de crues printanières que les eaux fluviales se mélangent moins avec les eaux sous-jacentes pour glisser par-dessus, réduisant ainsi le transport d'eau salée sortant de l'estuaire. La distribution dans le temps (sur l'année) d'un futur débit plus ou moins élevé serait donc aussi importante qu'une augmentation ou une diminution moyenne. Dans les simulations de Saucier *et al.* (2009), qui utilisaient un scénario de réduction des débits futurs, la circulation estuarienne était réduite en été et augmentée en hiver.

5.1.2 Température de surface

Dans le golfe du Saint-Laurent en période estivale, les anomalies de températures de surface sont fortement corrélées avec les anomalies de températures de l'air (Galbraith *et al.* 2012). Cette relation étroite nous permet d'exploiter les tendances à long terme de la température de l'air pour inférer celles de la température de surface. Or cette tendance est à l'augmentation de l'ordre de 0,8 °C par 100 ans depuis 1873. Par contre, l'applicabilité de cette relation est quelque peu limitée pour l'estuaire maritime. À la tête du chenal Laurentien, les marées engendrent un fort mélange vertical de la couche de surface avec la couche intermédiaire froide sous-jacente, produisant ainsi des températures de surface estivales toujours froides (maximum annuel oscillant entre 5 et 7 °C) et des températures hivernales toujours au-dessus du point de congélation (Galbraith *et al.* 2002; Galbraith *et al.* 2011; Saucier *et al.* 2003). Cette particularité qui fait de l'estuaire une polynie, devrait persister face aux changements climatiques. Elle fait en sorte qu'à court terme seulement 44 % de la variance mensuelle de la température de surface de l'estuaire maritime est corrélée avec celle du golfe, et qu'à long terme le mélange estuarien agit comme un tampon qui peut réduire considérablement les taux de réchauffement observés ailleurs.

5.1.3 Température de la couche intermédiaire froide

La couche intermédiaire froide (CIF) estivale est définie par toutes les eaux retrouvées sous la couche de surface dont la température est sous un certain seuil, par exemple 1°C. Elle représente les dernières eaux de l'épaisse couche de surface hivernale à être réchauffées par le mélange vertical. Sa température minimale au milieu de l'été est par conséquent fortement corrélée, à l'échelle du golfe, au volume d'eau froide formé durant l'hiver précédant (Galbraith 2006). La CIF de l'estuaire maritime est trop salée pour avoir été formée localement et origine donc du golfe (Galbraith 2006). Il existe ainsi une relation partielle entre l'intensité de la CIF dans les deux régions. La CIF était chaude et mince après les hivers doux de 2006 et 2011 autant dans le golfe que dans l'estuaire maritime. Par contre, les années où la CIF était particulièrement volumineuse et froide ne sont pas tout à fait les mêmes dans l'estuaire maritime (1991-1999 et 2003-2005) et dans le golfe (1991-1998, 2003, 2008).

À l'échelle du golfe, la formation de la couche froide hivernale, du volume de glace et de la couche intermédiaire froide sont toutes les trois corrélées aux anomalies négatives de températures de l'air hivernale; celles-ci peuvent donc servir de données de substitution (ou données indirectes) (Dufour *et al.* 2010). Depuis 1873, la tendance pour la température de l'air hivernale montre un réchauffement de 1,6 °C sur 135 ans à Charlottetown (Dufour *et al.* 2010), indiquant un adoucissement au cours de cette période.

5.1.4 Température de la couche profonde

La variabilité future de la température, de la salinité et de la teneur en oxygène de la CIF dépend principalement de la quantité relative des deux eaux sources (courant du Labrador et talus) et des variations de leurs caractéristiques propres (voir section 1.2). Par contre, les modèles numériques n'arrivent pas encore à reproduire les conditions actuelles correctement et, par conséquent, ne sont pas en mesure de nous renseigner sur le futur avec un bon degré de certitude.

5.2 ENJEUX 'ÉMERGEANT' (EX. HYPOXIE, ACIDIFICATION, CHANGEMENTS CLIMATIQUES)

(D. Lavoie et M. Starr)

Dans les dernières décennies, des enjeux majeurs menaçant la santé des océans ont surgi, entre autres l'apparition ou l'expansion de zones hypoxiques en milieu côtier, l'acidification des océans et l'augmentation de l'apport en éléments nutritifs dans le milieu côtier (e.g., Diaz et Rosenberg 2008; Doney *et al.* 2009; Canfield *et al.* 2010; Gilbert *et al.* 2010; Stramma *et al.* 2010; Zhang *et al.* 2010; Mucci *et al.* 2011). Ces problèmes sont aussi présents dans l'estuaire du Saint-Laurent et y sont même amplifiés en raison des conditions particulières liées à la présence du chenal Laurentien. Gilbert *et al.* (2005) ont montré une baisse marquée (~50 %) des concentrations en oxygène dissous dans les eaux profondes (entre 300 et 355 m) de l'EMSL depuis les années 1930. Ils ont aussi rapporté que de nos jours, environ 1300 km^2 du chenal Laurentien baignent dans des eaux hypoxiques (<62.5 µmol L^{-1}). Dernièrement, Mucci *et al.* (2011) ont démontré qu'au cours de la même période, cette diminution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux profondes de l'EMSL était accompagnée d'une augmentation de la concentration de carbone inorganique dissous et d'une baisse du pH de 0.2 à 0.3 unités. Cette baisse est de 4 à 6 fois plus rapide que celle observée à la surface des océans (Mucci *et al.* 2011). Comme mentionné à la section 1.2, une proportion allant de la moitié aux deux tiers de cette diminution est associée à des variations dans les proportions des masses d'eau à l'embouchure du chenal Laurentien résultant de changements dans la circulation de l'Atlantique Nord (Gilbert *et al.* 2005). La proportion restante s'explique par une augmentation de la reminéralisation de la matière organique au fond du chenal, ce qui entraîne une diminution supplémentaire des concentrations en oxygène dissous, et à une augmentation de la concentration en carbone inorganique dissous (e.g., Thibodeau *et al.* 2006), lesquels amplifient les problèmes d'hypoxie et d'acidification. L'augmentation de la reminéralisation de la matière organique au fond du chenal résulterait d'une augmentation des concentrations en éléments nutritifs et de la production primaire dans les eaux de surface (Thibodeau *et al.* 2006) et d'une augmentation de la température des eaux profondes (Genovesi *et al.* 2011).

Bien que l'impact combiné de l'hypoxie et de l'acidification sur les organismes vivants de l'EMSL soit encore méconnu, plusieurs travaux ont été publiés récemment sur leurs effets dans les océans. L'acidification a un impact direct sur les organismes produisant des coquilles et des squelettes à partir du carbonate de calcium ($CaCO_3$), puisqu'une baisse de pH réduit la saturation en $CaCO_3$, ce qui favorise la dissolution des coquilles et des squelettes. L'acidification peut aussi avoir un effet sur d'autres types d'organismes comme les copépodes, le krill et certains poissons, surtout si on prend en compte qu'une exposition chronique à de faibles concentrations d'oxygène dissous peut déjà affecter la reproduction, la croissance et la réponse immunitaire, entraîner des mortalités et altérer des interactions trophiques (Breitburg *et al.* 2009). Le krill et les copépodes présents dans l'EMSL et dont se nourrissent les baleines sont présentement exposés à ces eaux plus acides. Notamment, les faibles concentrations

d'oxygène pourraient affecter la respiration des jeunes stades de *Meganictyphanes norvegica* (Spicer et Stroemberg 2003) et la présence de zones hypoxiques pourrait comprimer la distribution verticale du mésozooplancton (Pierson *et al.* 2009) et augmenter le contact entre proies et prédateurs.

Il est prévu que cette tendance à la baisse des concentrations en oxygène dissous et en pH se maintienne dans le futur. Les modèles océaniques prédisent un déclin des concentrations en oxygène dissous de 1 à 7% d'ici 2100 (Keeling *et al.* 2010). Sur la même période, la baisse du pH causée par l'augmentation du CO_2 atmosphérique dissous à la surface de l'océan serait de l'ordre de 0.7 unités (voir Kitidis *et al.* 2011). Une augmentation additionnelle des problèmes d'hypoxie et d'acidification est aussi probable avec la hausse des apports en éléments nutritifs dans les zones côtières résultant de l'augmentation prévue des populations humaines (Canfield *et al.* 2010). En plus des effets néfastes sur la santé des organismes benthiques, du zooplankton et des nombreuse espèces de poissons vivant sous 150 mètres de profondeur dans l'EMSL et le golfe du Saint-Laurent, l'expansion probable des zones hypoxiques et de faible pH va forcer une contraction de l'habitat, un déplacement et une réorganisation de ces populations (voir Bourdages et Ouellet 2011).

À l'échelle du Saint-Laurent, l'augmentation de la température, les changements prévus de débit et de stratification, la réduction du couvert de glace et les changements possibles dans les vents vont résulter en des changements dans la circulation, dans la production primaire totale et dans le moment de l'initiation de la floraison printanière. Les changements de circulation et de quantité d'eau douce à la surface risquent d'affecter le transport du krill vers l'EMSL, alors que le recrutement du krill sera très certainement affecté par les changements de phénologie, d'emplacement et de quantité de production primaire. Des changements dans la présence des grands rorquals dans différentes régions du golfe et de l'estuaire pourraient donc en résulter (voir section 4.1.2).

5.3 ÉVALUATION DU RÔLE DE L'ACTIVITÉ HUMAINE

5.3.1 Bruit, navigation

(Y. Simard et N. Roy)

Le bruit sous-marin provient de nombreuses sources, d'origines naturelle ou anthropique, produisant des sons dont la durée, l'amplitude, la fréquence acoustique et la récurrence couvrent un très vaste spectre. Parmi les sources naturelles, on compte par exemple le bruit causé par l'action du vent sur la surface (vagues), les précipitations (pluies, neige), la glace, les tremblements de terre, les éruptions, les évents de gaz, les bruits et sons divers émis par les animaux marins dans leurs activités régulières ou leurs communications. Les sources anthropiques sont aussi nombreuses et reliées à l'activité industrielle (construction, dragage, usines, pêche commerciale, plateformes pétrolières, éoliennes, hydroliennes, etc.), les explosions (civiles ou militaires), la sismique pour la recherche pétrolière, gazière ou géologique, les sonars et la navigation.

La navigation est de loin la source dont la contribution au bruit sous-marin est la plus importante, la plus généralisée et omniprésente (NRC 2003; Hildebrand 2009). Ce bruit se distingue des sources ponctuelles par son caractère non impulsif et continu (Southall *et al.* 2007). Tel que souligné dans de nombreuses revues, le bruit dû à la navigation est récent dans l'évolution des organismes marins puisqu'il résulte de la motorisation des navires au 19ème siècle et de la croissance du transport maritime depuis, avec l'industrialisation et l'activité économique mondiale (NRC 2003). Cette activité connaît une croissance fulgurante, le volume

de cargo transporté mondialement par année ayant augmenté d'un facteur six au cours de la dernière décennie (voir UNCTAD 2012).

Des études récentes ont aussi révélé que le bruit dû à la navigation a doublé à chaque décennie depuis les premières estimations réalisées au cours des années 1960 à des sites revisités récemment au large de la Californie, ce qui correspond à un accroissement cumulatif par un facteur supérieur à dix (Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006; 2008; Hildebrand 2009). Depuis l'ère préindustrielle, on estime l'augmentation à 20 dB (c'est-à-dire 100 fois en puissance) (Hildebrand 2009). L'impact de ce changement substantiel des conditions de bruit ambiant dans les écosystèmes marins où vit une large diversité d'organismes est devenu une préoccupation mondiale, notamment dans les régions où la navigation est intense (McCarthy 2004; IMO 2009; Boyd *et al.* 2011).

Parmi ces organismes, les mammifères marins sont connus pour faire un usage intensif de divers sons pour communiquer entre eux, détecter et localiser leurs proies par écholocalisation, percevoir diverse propriétés de leur environnement par analyse de la « scène sonore », détecter la présence de prédateurs et d'autres menaces, ainsi que pour naviguer en 3D sous l'eau. La communication acoustique est essentielle à la réalisation de plusieurs fonctions vitales comme informer les autres de sa présence, sa position, son identité, son sexe, son état reproducteur, ses caractéristiques individuelles, son activité, son territoire, son humeur, etc. Pour ces divers usages du son, les animaux exploitent collectivement une large bande de fréquences acoustiques s'étalant depuis les infrasons de très basses fréquences, quelques Hz, jusqu'aux ultrasons de plus de 100 kHz (Kuperman et Roux 2007; Frankel 2009). La portée et l'action de ces sons varient considérablement en fonction de l'intensité de l'émission et l'efficacité de propagation dans le medium, laquelle dépend fortement de la fréquence acoustique, parce que l'absorption s'accroît exponentiellement avec la fréquence. Aussi, les animaux utilisent-ils différentes bandes de fréquences pour la communication et l'écholocalisation. Les différentes espèces se sont spécialisées dans l'usage de certaines bandes de fréquences (Matthews *et al.* 1999; NRC 2003).

Les grandes baleines sont spécialisées dans la production de sons graves, de basses fréquences, dont une bonne part est constituée d'infrasons inaudibles par l'homme (exemple : Figure 5.3.1-1). Certains de ceux-ci sont très puissants et peuvent se propager sur des distances pouvant excéder 100 km dans les océans profonds (voir Simard *et al.* 2008). Sur les plateaux continentaux, ces distances sont réduites en raison de l'atténuation résultant des réflexions multiples sur le fond et la surface le long du trajet de propagation.

Le bruit introduit dans la mer par l'homme, tel le concert permanent engendré par les navires et bateaux de toutes sortes, interfère avec la détection de ces sons et plusieurs activités des mammifères marins (Richardson *et al.* 1995; NRC 2003; Southall *et al.* 2007, Weilgart 2007, Tyack 2008). Lorsque le bruit est fort, il peut empêcher (masquer) la perception des sons par les baleines (Clark *et al.* 2009), en plus d'être responsable éventuellement de surdités temporaires ou permanentes (voir Southall *et al.* 2007). Les mammifères marins qui en sont affectés n'ont alors plus les moyens acoustiques qui leur permettent de satisfaire normalement leurs besoins vitaux (Southall *et al.* 2007). La qualité des habitats où le bruit anthropique est élevé peut devenir insuffisante pour que les animaux accomplissent normalement leurs fonctions vitales. Ultimement, ces habitats peuvent être désertés et ainsi des pertes d'habitats peuvent survenir, ce qui peut devenir néfaste pour les populations (NRC 2005), notamment les espèces en péril, comme le rorqual bleu et le béluga de l'EMSL, ciblés par l'IRÉ.

État des connaissances pour l'EMSL

Comme pour la détection par les animaux, le bruit est une composante intégrale de la détection par PAM (*passive acoustic monitoring*). Ainsi, plusieurs ensembles d'enregistrements acoustiques, couvrant plusieurs dizaines de milliers d'heures, ont été récoltés dans le cadre de divers projets. Ces enregistrements couvraient diverses bandes de fréquences, mais tous incluaient au minimum la bande de 10 Hz à 1000 Hz où se retrouve le bruit principal de la navigation commerciale (voir NRC 2003). Les sites d'enregistrement, de mai à octobre, étaient concentrés dans le secteur d'alimentation des baleines à la tête du chenal de l'EMSL, dans le PMSSL et la ZPM de l'estuaire, mais une série de cinq mois a été réalisée à son embouchure et dans la voie de navigation au large de Matane (Lepage 2009). L'IRÉ a permis de réaliser une série annuelle complète d'enregistrements au centre de l'EMSL au milieu de la voie de navigation, au large de Baie-des-Sables. Les séries d'enregistrements aux stations de l'amont mesuraient sur les rebords du chenal à des profondeurs variant entre ~ 50 et 200 m (Simard et Roy 2008; Simard *et al.* 2008); celles plus en aval dans la voie de navigation étaient au fond du chenal à ~ 300 m (Simard *et al.* 2010). Les détails techniques des instruments et des analyses sont présentés dans Simard et Roy (2008) et Simard *et al.* (2010).

À l'embouchure de l'EMSL, le niveau de bruit dans la bande de fréquences de navigation au fond du chenal oscille autour d'une médiane de 112 dB re 1 µPa (Figure 5.3.1-2). Les niveaux les plus bas sont 92 dB re 1 µPa et les plus hauts sont 136 dB re 1 µPa. Les niveaux élevés, excédant 125 dB re 1 µPa, surviennent lorsque les navires transitant croisent le site de mesures dans un rayon de moins de 1 km (voir Lepage 2009). La série montre une constance au cours des cinq mois d'observation. Les percentiles de répartition du bruit en fonction de la fréquence au cours de cette période (Figure 5.3.1-3) indiquent la dominance du bruit de navigation, concentré dans les fréquences < 100 Hz, suivi d'une diminution graduelle du bruit de ~20 dB jusqu'à 1000 Hz.

À cause de la complexité de la propagation acoustique sous-marine, une mesure ponctuelle de bruit à une profondeur donnée est très variable et peu significative. À différentes profondeurs, diverses distances de la source et diverses fréquences, le niveau mesuré pourra être élevé ou faible à cause de ce processus de propagation. Sur une longue série de mesures, cette variabilité peut être captée et un niveau de bruit représentatif des conditions moyennes peut être estimé (voir Gervaise *et al.* 2012). Parce que le bruit de la navigation provient de sources qui ne sont pas réparties uniformément sur toute la colonne d'eau, mais à une profondeur relativement constante près de la surface (où sont situées les hélices), le niveau de bruit moyen peut varier en fonction de la profondeur, en plus d'être modulé par le profil vertical de vitesse du son (Figure 5.3.1-4G). Ainsi, on a pu calculer par modélisation acoustique que le bruit moyen dans le corridor de navigation le long du chenal de l'EMSL pouvait varier de plus de 20 dB dépendant de la profondeur de mesure et de la fréquence (Figure 5.3.1-4H). Les grands rorquals, tels le rorqual bleu, qui passent une grande partie du temps à s'alimenter dans les concentrations de krill entre 50 et 150 m le jour, seraient exposés à des niveaux moyens de bruit de basses fréquences (50 Hz) qui pourraient être de 15 à 20 dB supérieurs aux niveaux mentionnés plus haut.

Au centre de l'EMSL, l'environnement sonore enregistré sur 12 mois mesuré dans le cadre de l'IRÉ montre le même niveau large bande [10 - 900 Hz] médian de 112 dB re 1 µPa que celui de la station à l'embouchure (Figure 5.3.1-5). Les niveaux les plus bas et les plus hauts mesurés ont cependant été plus faibles de 6 et 3 dB respectivement, mais l'enveloppe des fluctuations a été sensiblement la même (Figures 5.3.1-2 et 5.3.1-7). Les niveaux de bruits sont relativement stables au cours de la série de 12 mois, avec cependant une légère diminution en hiver à la fin de janvier – au début de février (Figures 5.3.1-5 et 5.3.1-6). Les analyses en cours montrent

une corrélation de cette baisse du bruit large bande avec la diminution du trafic. L'examen des effets du changement saisonnier des conditions de propagation dû au changement du profil de vitesse du son et de la présence du couvert de glace est prévu dans la suite des analyses. La répartition du bruit en fonction de la fréquence est comparable à l'embouchure de l'EMSL (Figure 5.3.1.3) pour les fréquences inférieures à 100 Hz. Pour les fréquences supérieures, le niveau de bruit décroît plus rapidement pour atteindre 10 dB de moins à 1000 Hz. Les raisons de cette différence seront investiguées ultérieurement, notamment l'influence du vent et de la saison. Comme pour la station dans le chenal de l'EMSL à l'embouchure, on peut prévoir que le bruit dans les deux tiers supérieurs de la colonne d'eau sera de 10 à 20 dB supérieurs à ceux présentés ci-dessus pour la profondeur de 306 m.

À la tête du chenal Laurentien, les niveaux de bruit mesurés à diverses stations de mai à octobre sont en général comparables à ceux mesurés à la station de l'embouchure. Un faible gradient croissant vers l'amont du bruit dû à la navigation a été noté dans les séries, mais des examens détaillés seront nécessaires pour tenter de départager, si possible, les effets convolués de la distance des sites de mesure par rapport au corridor de navigation, la profondeur des mesures et la position relative vers l'amont (voir aussi McQuinn *et al.* (2011) pour une description du bruit de la navigation dans ce secteur).

En conclusion, le bruit ambiant dans l'EMSL près de la voie maritime est fortement imprégné par le bruit rayonné par la navigation marchande dans la voie maritime. Dans cette voie maritime, d'un niveau de trafic moyen (~ 20 navires par jour), le bruit serait supérieur à celui correspondant au niveau de référence de Wenz pour un trafic élevé pendant au moins 50 % du temps, et au moins 75 % du temps dans les 200 m de la partie supérieure de la colonne d'eau où les diverses espèces de rorquals s'alimentent principalement. Étant données la longue propagation du bruit de basse fréquence tel que celui de la navigation, la taille de l'empreinte acoustique d'un navire (> 20 km) et leur récurrence le long de la voie maritime, il reste peu de temps entre le passage de deux navires pour permettre au bruit d'atteindre les faibles niveaux prévalant en absence d'activité anthropique, une caractéristique utilisée pour décrire la qualité acoustique des habitats (Clark *et al.* 2009, Gervaise *et al.* 2012).

Les relations du bruit avec l'intensité du trafic, le type de navires et ses diverses caractéristiques doivent être explorées plus à fond avec des données appropriées afin de pouvoir élaborer un modèle prédictif pour l'EMSL et sa ZPM. Le patron tridimensionnel de bruit rayonné par les navires dans leur environnement immédiat à différentes fréquences doit être déterminé pour divers types de navire transitant dans l'EMSL pour comprendre comment les baleines perçoivent auditivement les navires, leur proximité, leur direction et leur vitesse afin d'éviter les collisions. Également, il est important de comprendre comment le champ proche et le bruit irradié à distance sont modifiés par la vitesse de navigation, dont la réduction est une mesure de réglementation parfois utilisée pour minimiser les risques de collisions mais dont l'effet global sur le bruit irradié est mal connu et pourrait être défavorable pour l'environnement sonore sous-marin.

Dans l'EMSL, on a estimé que 40 % des infrasons émis par les rorquals communs et les rorquals bleus ont une forte probabilité d'être masqués par le bruit de la navigation de la voie maritime après s'être propagés sur seulement 30 km (Simard *et al.* 2008). Ceci réduit donc considérablement la portée de leurs communications par rapport aux environnements moins bruyants (Simard *et al.* 2008). On ne connait pas la fonction exacte de ces sons, mais comme ils sont produits régulièrement à l'année longue, il est probable qu'ils jouent un rôle essentiel, comme pour communiquer à longue distance la présence d'agrégations de nourriture à d'autres individus (Simard et Lavoie 1999; Samaran 2004) ou la présence d'un éventuel partenaire pour la reproduction (Oleson *et al.* 2007).

5.3.2 Tendances dans les débarquements de poissons et de macroinvertébrés

(C. Savenkoff)

Les débarquements annuels des espèces pêchées ont été estimés à partir des fichiers *zonal interchange file format* (ZIFF) mis à jour en se servant des rapports du secrétariat canadien de consultation scientifique. L'aire d'étude, l'EMSL, inclut les subdivisions 4To, 4Tp et 4Tq de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Les débarquements réalisés en 2010 n'étaient pas encore tous disponibles lors de la réalisation de ce document. Il est à noter que les tendances dans les débarquements présentées ici ne reflètent pas nécessairement les tendances réelles de l'abondance de la ressource (influence des marchés par exemple).

Depuis 1990, les débarquements de poissons dans l'estuaire maritime diminuent et sont cinq et 20 fois inférieurs à ceux réalisés respectivement dans le nord et le sud du golfe (Figure 5.3.2-1A). À l'inverse, les débarquements totaux d'invertébrés augmentent avec le temps dans le système du Saint-Laurent (Figure 5.3.2-1B). Les débarquements d'invertébrés dans l'estuaire maritime sont cinq et 15 fois plus bas que ceux réalisés respectivement dans le nord et le sud du golfe.

Dans l'estuaire maritime, les débarquements totaux de poissons ont diminué de 5000 tonnes en 1990 à 806 tonnes en 2001 et varient autour de 1000 tonnes dans les années récentes (Figure 5.3.2-2A). Avec le déclin de la morue franche (*Gadus morhua*) et du sébaste (*Sebastes* spp.) et les diminutions associées dans les captures, on note une baisse de la diversité dans les débarquements de poissons au fil du temps avec une augmentation progressive de la proportion de flétan du Groenland ou turbot (*Reinhardtius hippoglossoides*). Ce dernier représente en moyenne 70 % des débarquements de poissons pour l'ensemble de la période étudiée et 86 % pour les années 2000 (Figure 5.3.2-2A).

Les débarquements totaux d'invertébrés ont augmenté de 2000 tonnes en 1990 à 8600 tonnes en 2000, et varient autour de 5000 tonnes dans les années récentes (Figure 5.3.2-2B). Le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) et la crevette nordique (*Pandalus borealis*) sont les principaux invertébrés pêchés et représentent respectivement 37 % et 34 % des débarquements totaux d'invertébrés (Figure 5.3.2-2B). La mye (*Mya* spp.) contribue à 11 % du total tandis que les débarquements de buccin (*Buccinum undatum*) et d'oursin (*Strongylocentrotus* spp.) représentent des marchés émergents. Une augmentation de la diversité dans les débarquements d'invertébrés est observée avec le temps, soit un plus grand nombre d'espèces ayant une contribution supérieure à 3 % des débarquements.

Depuis le début des années 1990, il y a eu une transition dans les débarquements des poissons démersaux et pélagiques vers les invertébrés (Figure 5.3.2-3). Les débarquements d'invertébrés ont régulièrement augmenté dans le temps entraînant ainsi une contribution d'invertébrés toujours plus importante aux débarquements totaux. Au début des années 1990, les débarquements de poissons démersaux et pélagiques représentaient en moyenne 55 % et 8 % respectivement des débarquements totaux, alors que les prises commerciales de crustacés et de mollusques étaient de 27 % et 10 %. Dans les années 2000, les débarquements se distribuent en moyenne de la façon suivante : 13 % pour les poissons démersaux, 1 % pour les poissons pélagiques, 65 % pour les crustacés, 16 % pour les mollusques et 5 % pour les autres invertébrés (oursins, concombre de mer).

5.3.3 Contaminants

(M. Lebeuf, M. Harvey, M. Raach et C. Rouleau)

L'activité humaine génère une pollution chimique susceptible d'altérer la qualité et le bon fonctionnement de l'écosystème du Saint-Laurent. Actuellement, le seul suivi de la pollution chimique disponible pour les organismes de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL) porte sur la contamination du béluga du Saint-Laurent par les composés organiques persistants (POP). Le béluga permet de déceler rapidement la présence de produits toxiques persistants dans son habitat puisqu'il bioamplifie leurs niveaux (Lebeuf *et al.* 2004; 2007). Cependant, le béluga n'est pas un très bon indicateur des changements récents de cette contamination dans l'EMSL puisqu'il vit très longtemps et élimine lentement sa charge en contaminants (Lebeuf 2009).

On connaît peu de choses sur les niveaux et les tendances de la pollution chimique dans les organismes de bas niveaux trophiques que l'on retrouve dans l'EMSL. Le krill est à la base du réseau trophique et constitue la base de l'alimentation de nombreux organismes et prédateurs supérieurs, notamment le rorqual bleu. Il représente donc le principal vecteur de transfert des contaminants lipophiliques vers ces prédateurs supérieurs. La courte longévité du krill favorise son utilisation comme indicateur des changements récents de la qualité environnementale de l'EMSL et de l'exposition des prédateurs aux POP.

Dans le cadre de l'IRÉ, un projet de recherche a été réalisé afin d'accroître nos connaissances sur les niveaux et tendances de la contamination dans le krill en mettant à profit la banque d'échantillons de krill récoltés dans le cadre du programme d'évaluation de la biomasse de macrozooplancton dans l'EMSL. Cette banque rassemble des échantillons formolés depuis 1994 à différentes stations dans l'EMSL. Pour les besoins de ce projet, les analyses chimiques ont porté spécifiquement sur un échantillon composé d'une cinquantaine d'individus de l'espèce *Meganyctiphanes norvegica* prélevés à différents sites à l'automne de chaque année.

Ce travail a permis de valider que les échantillons de *M. norvegica* préservés dans le formol conservent leur intégrité chimique pour les composés non-polaires, notamment différentes familles de POP, mais subissent des pertes significatives de composés polaires, notamment les métaux. Par conséquent, uniquement les POP ont été mesurés dans les échantillons. Les mesures de contaminants ont porté sur les classes de POP suivantes : les biphényles polychlorés (BPC), les polybromo diphényléthers (PBDE) et plusieurs pesticides organochlorés dont le dichlorodiphényltrichloroéthane et ses métabolites (DDT) et l'hexachlorobenzène (HCB) (Lebeuf 2009).

Les résultats préliminaires indiquent que les POP sont présents à des niveaux détectables dans les échantillons analysés. Sur une base lipidique, *M. norvegica* est de cinq fois (PBDE) à plus de 100 fois (BPC) moins contaminé que le béluga de l'EMSL (Raach *et al.* 2011).

Les concentrations des contaminants dans *M. norvegica* sont soit en diminution ou sans tendances significatives. En effet, les tendances ne sont pas significatives pour les BPC ($p = 0.074$) et le HCB ($p = 0.557$) alors que le DDT ($p = 0.020$) montre une diminution de l'ordre de 5 % par année (Figure 5.3.3-1). Puisque la réglementation de ces composés persistants date de plus de 30 ans et qu'ils sont recyclés dans le milieu, on s'attend à ce que leurs concentrations dans l'EMSL soient stables ou à la baisse. Ces tendances sont semblables à celles observées chez le béluga de l'EMSL (Lebeuf *et al.* 2007).

Parmi les composés étudiés, les PBDE sont ceux pour lesquels la réglementation est la plus récente. Chez le béluga de l'EMSL, les PBDE montrent une augmentation jusqu'au début des années 2000 suivie d'une période sans tendances chez les mâles et d'une légère diminution chez les femelles (Lebeuf *et al.* 2009). La contamination par les PBDE chez *M. norvegica* montre une diminution significative ($p = 0.016$), de l'ordre de 5 % par année, et ce, dès le début de la série temporelle, soit au milieu des années 1990 (Figure 5.3.3-1). Cet organisme semble avoir répondu rapidement aux restrictions dans l'usage des PBDE et pourrait donc représenter un bon indicateur des changements récents de la qualité environnementale de l'EMSL.

La contamination de *M. norvegica* par les POP semble être un bon indicateur des changements récents de la qualité environnementale de l'EMSL et permet de suivre la contamination chez une espèce qui constitue une voie de transfert des POP dans la chaîne trophique de cet écosystème.

5.3.4 Influence des activités anthropiques sur les échouages de mammifères marins

(M.-H. Truchon et L. Measures)

Comme mentionné à la section 1.3, l'EMSL est le lieu d'intenses activités humaines et une aire de fréquentation importante pour les mammifères marins. Les activités anthropiques représentent une source de stress qui peut perturber la distribution ou le comportement des animaux et représentent une menace pour la survie des individus, qu'ils soient résidents de l'estuaire (comme le béluga *Delphinapterus leucas* et le phoque commun *Phoca vitulina*), ou qu'ils le fréquentent de manière saisonnière pour l'alimentation (comme c'est le cas pour de nombreux mysticètes).

L'impact précis des perturbations engendrées par les activités humaines est difficile à déterminer, notamment dû au manque d'information sur la dynamique des populations de mammifères marins et à la diversité des activités humaines dans l'EMSL et le golfe. L'utilisation des données d'échouage s'avère être une source d'information précieuse permettant de mieux déterminer la nature et l'ampleur des interactions anthropiques avec les mammifères marins. Afin de mieux comprendre la nature des activités anthropiques responsables de la mortalité des mammifères marins, une série temporelle regroupant les évènements d'échouage de 1994 à 2008 a été analysée pour l'ensemble de l'estuaire du Saint-Laurent et le nord-ouest du golfe. Selon cette étude, les activités anthropiques sont responsables de 9 % de la mortalité moyenne pour l'ensemble des mammifères marins de cette région : 28 % pour les grands cétacés, 8 % pour les petits cétacés et 6 % pour les pinnipèdes. Parmi ces activités, les prises accidentelles dans des engins de pêche constituent la première cause de décès (48 %), suivie des collisions avec les navires (19 %), de la mort par arme à feu (16 %), d'autres causes anthropiques diverses (12 %) et des blessures sévères (5 %) (Tableau 5.3.4-1; Truchon 2010). Malgré la variation interannuelle élevée, les prises accidentelles de petits rorquals et de rorquals à bosse pourraient être à la hausse. Quatre hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette possible tendance : 1) une augmentation de l'effort de suivi des prises accidentelles, 2) des changements dans les pratiques de pêche; 3) des changements dans l'abondance de ces espèces ou 4) de leur distribution dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Ces changements d'abondance ou de distribution seraient liés possiblement à des modifications de la structure et de la dynamique de l'écosystème (par exemple, effondrement des poissons de fonds, expansion de la distribution du capelan, changements dans l'abondance et la distribution de la biomasse d'euphausiacés etc.).

La période estivale est propice aux interactions entre les activités anthropiques et les mammifères marins en raison de la fréquentation plus importante de la zone par les animaux et

de l'intensification des activités humaines (par exemple, observations des mammifères marins, pêcheries, trafic maritime, etc.) à cette période de l'année. Une augmentation des échouages liés à des activités anthropiques a également été observée au cours des années (Truchon 2010). Cette tendance est attribuée à une augmentation des échouages avec signes de prises accidentelles et d'impacts d'autres activités humaines pour le petit rorqual *Balaenoptera acutorostrata* (42 %, n = 39), le rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae* (13 %, n = 12) et le marsouin commun *Phocoena phocoena* (5 %, n = 5), respectivement (Tableau 5.3.4-1; Truchon 2010) Pour le marsouin commun, les évènements d'échouage consistaient principalement en des morceaux de carcasses trouvés annuellement sur les côtes du Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent et résultant probablement d'une chasse illégale. Contrairement aux cétacés, la mortalité des phoques échoués n'était que faiblement associée à des activités humaines (par exemple, pêche ou observation). Le principal facteur anthropique était la présence de balles d'armes à feu et impliquait, en majorité, le phoque gris *Halichoerus grypus* et le phoque commun (26 % et n = 8 pour chacune des espèces). Dans la zone d'étude, les pêcheurs ont une attitude négative envers les phoques qui peuvent causer des dommages considérables aux engins de pêche et consommer une fraction importante des captures d'espèces ciblées, provoquant ainsi des pertes financières substantielles. Le conflit bien connu entre les phoques et les pêcheurs pour les ressources marines et le grand nombre de phoques interagissant avec les activités de pêches dans l'estuaire en été entraînent une plus grande probabilité d'être abattus pour ces derniers.Cette étude confirme l'importance des données d'échouage comme indicateur biologique à long-terme des causes de mortalité des mammifères marins et comme outil de gestion en permettant d'évaluer l'efficacité des mesures de conservation établies dans les aires marines protégées (Truchon 2010).

6. MISE EN APPLICATION, LIMITES ET RECOMMANDATIONS

6.1. MISE EN APPLICATION DE L'IRE ET PERSPECTIVES

La mise en œuvre de l'IRÉ est fondée principalement sur l'importance d'implanter une approche écosystémique ou intégrée afin de mieux soutenir la gestion écosystémique, telle que prescrit dans le document « Pour un nouveau cadre scientifique écosystémique en faveur d'une gestion intégrée » (MPO 2007a). En vue d'appliquer cette approche dans le contexte de l'IRÉ, un cadre d'application de l'approche écosystémique aux Sciences a été développé dans la région du Québec (Figure 6.1-1).

Ce cadre combine un programme de recherche multidisciplinaire et un processus formel de prestation d'avis scientifiques en vue de fournir des éléments de réponses à des enjeux de gestion précis nécessitant des études scientifiques intégrant plusieurs domaines d'expertise. Ainsi, le cadre a reposé sur un processus de planification initial qui a réuni les principaux intervenants de l'EMSL (experts scientifiques, clients internes et externes et gestionnaires) afin de déterminer et de convenir des enjeux de gestion communs et des lacunes scientifiques qui devaient être abordées dans le contexte d'une initiative multidisciplinaire concertée. Deux thématiques prioritaires ont ainsi été retenues pour la mise en œuvre de l'IRÉ, soit : 1) la caractérisation des habitats fréquentés par le béluga de l'estuaire et 2) les espèces fourragères responsables de la présence du rorqual bleu dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Un programme scientifique multidisciplinaire a ensuite été élaboré afin d'examiner ces deux questions. Il a intégré des travaux de recherche ou des suivis en cours avec l'information déjà disponible et des nouveaux travaux visant à combler certaines lacunes importantes dans les connaissances. L'arrimage de l'initiative avec d'autres programmes visant des objectifs

apparentés ou similaires (centres d'expertises des Sciences et des Océans, santé des océans [HOTO], loi sur les espèces en péril, CRSNG, monitorage régional) a permis d'une part de créer des leviers financiers importants qui ont favorisé la complémentarité entre les initiatives et l'optimisation des ressources qui y sont affectées et, d'autre part, d'optimiser les aspects logistiques nécessaires à la réussite de l'initiative, notamment les missions en mer. La mise en place d'une structure de coordination de l'initiative (leader scientifique du programme et comités de coordination pour les deux thématiques du programme) a permis une planification et un suivi serré des activités scientifiques à travers la tenue d'ateliers annuels de synthèse et de planification. Ces derniers ont favorisé également la participation des clients pour assurer la pertinence des activités en cours tout au long de l'initiative.

Toutes les informations récoltées dans le cadre de l'IRÉ ont été présentées et discutées lors d'ateliers régionaux annuels auxquels étaient invités la communauté scientifique régionale et tous les gestionnaires concernés ou possiblement intéressés par les livrables de l'IRÉ (gestionnaires des secteurs Pêches et Océans, espèces en péril, HOTO, PMSSL). Le tout a été soumis à une revue scientifique lors d'un atelier de synthèse et d'intégration à l'hiver 2011 et les informations pertinentes doivent servir à la formulation d'avis à caractère écosystémique demandés par les gestionnaires intéressés (MPO et PMSSL) et publiés sur le site du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS).

L'IRÉ a fourni ainsi les connaissances nécessaires au soutien scientifique de plusieurs priorités du MPO et du gouvernement canadien. Dans un premier temps, elle a permis de tester un cadre scientifique visant à mieux soutenir la gestion écosystémique, une priorité stratégique du gouvernement du Canada (suite de la phase I du PAO). Dans un deuxième temps, l'IRÉ a fourni un soutien scientifique à la mise en œuvre de plusieurs programmes nationaux en lien avec les résultats stratégiques du MPO et les plans et priorités qui en découlent, incluant le programme de santé des océans (HOTO) en lien avec la Loi sur les océans (LO), les programmes nationaux découlant de la Loi sur les espèces en péril (LEP) et le programme de gestion de l'habitat lié à la Loi sur les Pêches (LP). L'IRÉ a examiné des composantes de l'écosystème du Saint-Laurent visées spécifiquement par plusieurs priorités de gestion à l'échelle régionale et zonale, incluant l'établissement d'une zone de protection marine (ZPM) dans l'estuaire du Saint-Laurent, la mise en œuvre de plans de rétablissement d'espèces en péril (béluga, rorqual bleu), la mise en place d'un plan de gestion à l'échelle de l'écosystème et la gestion du Parc marin Saguenay–Saint-Laurent par Parcs Canada.

Les résultats de l'IRE ont également servi de base à deux ateliers tenus en mars et mai 2011 pour l'élaboration d'indicateurs (indicateurs des menaces pour les mammifères marins, indicateurs des effets potentiels sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs proies, indicateurs au niveau de l'écosystème) et d'un plan de suivi pour la ZPM de l'estuaire (MPO 2012; Provencher *et al.* 2012).

6.2. LES LIMITES : IMPRÉVUS ET MANQUE DE CONNAISSANCES

L'une des principales difficultés rencontrées dans le cadre de l'IRÉ a concerné la mise en place de leviers financiers avec d'autres programmes du MPO. Bien que le programme de l'IRÉ ait été supporté pour une période de quatre ans (jusqu'en 2011–12), la planification des autres programmes arrimés avec l'IRÉ s'est effectuée sur une base annuelle et généralement désynchronisée avec celle de l'IRÉ. Par conséquent, l'arrimage d'activités scientifiques liées à des objectifs communs entre l'IRÉ et ces programmes a constitué un enjeu important qui limitait la planification de l'initiative. Par exemple, la disponibilité de temps de navires a constitué une préoccupation récurrente annuellement. Ainsi, l'annulation tardive et unilatérale par

Environnement Canada du financement accordé pour une importante mission en mer de 12 jours par le Fonds interministériel pour le rétablissement (FIR) a failli compromettre un volet déterminant de l'IRÉ. Cette mission répondait à plusieurs priorités de l'IRÉ et du programme sur les espèces en péril. Bien que cette décision ait été compensée partiellement par un financement du MPO (nolisement d'un navire pour cinq jours), la perte nette de jours en mer a eu des répercussions importantes sur la couverture spatiotemporelle nécessaire à l'étude du rôle structurant des espèces fourragères dans la distribution et le déplacement des grands rorquals. Des pressions financières nationales et régionales importantes en 2009-10 ont entraîné des coupures de l'ordre de 20 % des budgets de l'IRÉ par rapport à l'année financière 2008-09. Certains objectifs de 2009-10 ont dû être abandonnés ou reportés à 2010-11 réduisant ainsi le nombre de données pour les comparaisons interannuelles. La confirmation tardive des budgets définitifs a également compliqué la réalisation des travaux de terrain et en laboratoire et l'embauche d'assistants qualifiés. Dans certains cas et en particulier pour l'hydroacoustique et la modélisation, la difficulté de recruter et de retenir du personnel qualifié a retardé, voire compromis la réalisation de certains livrables.

D'autre part, la collaboration scientifique sur une base multidisciplinaire avec des objectifs et des livrables clairement identifiés est demeuré un enjeu de l'IRÉ, comme pour toute initiative similaire. En effet, de telles initiatives impliquent une planification et une coordination serrées d'activités complémentaires pouvant demander des compromis importants de la part des experts (par exemple, publication de résultats nouveaux versus intégration des données personnelles dans une base de données commune). De même, l'intégration des informations et des données requises pour les évaluations scientifiques intégrées a nécessité une coordination et une implication importantes des experts, notamment via la formation de groupes de travail pour la préparation des documents de recherche présentés lors des évaluations.

L'écosystème de l'EMSL constitue un environnement complexe et dynamique. Les différents échantillonnages effectués dans le cadre de l'IRE ont permis de caractériser cet environnement tout en relevant des incertitudes et des lacunes qui subsistent dans la couverture temporelle de même que dans la connaissance de certains secteurs et de certaines composantes biologiques. Certains aspects ou facteurs importants n'ont ainsi pu être abordés (tributaires, milieux côtiers, certaines espèces, proies potentielles des bélugas, etc.). L'absence de propositions pertinentes sur ces sujets est une première explication. En effet, le plan de travail de l'IRÉ s'est construit autour des intérêts scientifiques manifestés au début de l'initiative alors que les chargés de projets étaient appelés à présenter les données qu'ils jugeaient pertinentes à l'IRÉ et à soumettre leurs propositions. Certains sujets n'ont pas été étudiés ou intégrés à l'IRE simplement parce qu'aucun projet pertinent n'a été soumis. De plus, les membres des comités ont dû faire des choix basés sur la pertinence des projets et des livrables associés par rapport aux objectifs scientifiques du cadre du programme de l'IRE et aux enjeux de gestion. De même, l'intégration ou la complémentarité potentielle de chaque projet avec d'autres projets de l'IRÉ ont été évaluées. Certaines thématiques ont ainsi dû être délaissées.

La surestimation de la quantité et de la pertinence des données disponibles en temps voulu ainsi que la complexité des phénomènes étudiés ont été des difficultés que les comités ont dû gérer constamment. Le manque de cohérence entre les bases de données existantes (par exemple échelles spatiales et temporelles) : certaines bases de données disponibles, comme pour les relevés des proies pélagiques dans le chenal sud de l'EMSL, ont été récoltées en mai alors que les données de bélugas l'étaient en août. Également, en ce qui concerne les données d'abondance et de biomasse de poissons et de macroinvertébrés, il a été décidé en 2008 d'ajouter au relevé multispécifique annuel des strates pour couvrir les profondeurs de 37 à 183 m afin d'obtenir une meilleure couverture de la région. Si cet ajout a été décisif pour une

meilleure évaluation de la ressource, il a rendu très difficile la comparaison des données récentes avec les estimations réalisées lors des relevés de 1990 à 2007.

En ce qui a trait aux espèces et aux communautés de cet écosystème, il existe aussi des lacunes dans l'information analysée. Sur les poissons pélagiques, peu ou pas de données étaient disponibles sur leur abondance ou leur répartition spatio-temporelle dans l'estuaire. Également faute de données, les invertébrés benthiques sont particulièrement sous-représentés dans la présente analyse malgré leur diversité remarquable et leur importante contribution à la dynamique de l'écosystème. La variabilité saisonnière est importante dans l'EMSL; on ne peut donc pas comprendre le déterminisme de sa productivité sans en considérer la variabilité temporelle. Cependant, les échantillonnages effectués et les données disponibles ne nous ont pas permis d'obtenir une couverture saisonnière adéquate pour ce faire.

6.3. RECOMMANDATIONS

L'initiative des IRÉ au niveau national a consisté en un ensemble de projets pilotes très différents visant à définir les caractéristiques de la « recherche écosystémique » au sein du MPO. Chaque projet, et donc l'initiative dans son ensemble, bénéficierait certainement d'échanges sur les avantages et les difficultés rencontrées par les différentes approches.

Il serait intéressant d'appliquer les leçons apprises dans cette première phase dans l'estuaire du Saint-Laurent à un ensemble d'enjeux de gestion impliquant un éventail plus large d'intérêts et en insistant davantage sur les aspects socio-économiques.

Il serait important de réaliser un rapport périodique sur l'état de l'écosystème. La fréquence pourrait être établie selon celle de la mise à jour des connaissances (tous les cinq ans ?). Cela pourrait demander une intensification de l'effort de monitorage de certains paramètres.

L'incorporation des résultats des évaluations scientifiques et des nouvelles connaissances (recherche et monitorage) contribuerait au soutien de la gestion intégrée à l'échelle de l'écosystème. Il serait essentiel d'incorporer la variabilité saisonnière de l'EMSL lors de ce nouvel exercice.

RÉFÉRENCES

Abgrall, P. 2009. Defining critical habitat for large whales in Newfoundland and Labrador waters – Design and assessment of a step-by-step protocol. *Memorial University of Newfoundland*, pp. 1–304.

Able, K. W. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence Estuary: Composition, distribution and abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 35: 1517–1531.

Acevedo-Gutiérrez, A., D. A. Croll et B. R. Tershy. 2002. High feeding costs limit dive time in the largest whales. *J. Exp. Biol.*, 205: 1747–1753.

Andrew, R. K., B. M. Howe, J. A. Mercer et M. A. Dzieciuch. 2002. Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoust. Res. Lett.*, Online 3: 65–70.

Astthorsson, O. S. et A. Gislason.1997. Biology of euphausiids in the subarctic waters north of Iceland. *Mar. Biol.*, 129: 319–330.

Bailey, H., B. R. Mate, D. M. Palacios, L. Irvine, S. J. Bograd et D. P. Costa. 2009. Behavioural estimation of blue whale movements in the Northeast Pacific from state-space model analysis of satellite tracks. *Endang. Species Res.*, 10: 93–106.

Benoit, P., Y. Gratton et A. Mucci. 2006. Modeling of dissolved oxygen levels in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Coupling of benthic and pelagic processes. Mar. Chem., 102, 13–32, doi:10.1016/j.marchem.2005.09.015.

Berchok, C. L., D. L. Bradley et T. B. Gabrielson. 2006. St. Lawrence blue whale vocalizations revisited: Characterization of calls detected from 1998 to 2001. *J. Acoust. Soc. Am.*, 120: 2340–2354.

Berkes, F. 1976. Ecology of euphausiids in the Gulf of St. Lawrence. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 1884–1905.

Bourdages, H. et J.-F. Ouellet. 2011. Geographic distribution and abundance indices of marine fish in the northern Gulf of St. Lawrence (1990–2009). *Can. Tech. Rep. Fish. and Aquat. Sci.*, 2963: vi+171 pp.

Bourdages, H., L. Savard, D. Archambault et S. Valois. 2007. Results from the August 2004 and 2005 comparative fishing experiments in the Northern Gulf of St. Lawrence between the CCGS *Alfred Needler* and the CCGS *Teleost*. *Can. Tech. Rep. Fish. and Aquat. Sci.*, 2750: ix + 57 pp.

Bourgault, D., D. E. Kelley et P. S. Galbraith, 2005. Interfacial solitary wave run-up in the St. Lawrence Estuary. *J. Mar. Res.*, 63(6): 1001–1015.

Bourgault, D., D. E. Kelley et P. S. Galbraith, 2008. Turbulence and boluses on an internal beach. *J. Mar. Res.*, 66(5): 563–588.

Bourgault D., D. C. Janes et P.S. Galbraith. 2011. Observations of a large-amplitude internal wavetrain and its reflection off a steep slope. *J. Phys. Ocean.*, 41, 586–600.

Bourgault, D., F. Cyr, P. S. Galbraith et E. Pelletier. 2012. Relative importance of pelagic and sediment respiration in causing hypoxia in a deep estuary. JGR-Oceans, 117, C08033, 13 pp.

Boyd, I., G. Frisk, E. Urban, P. Tyack, J. Ausubel, S. Seeyave,Cato, D., Southall, B., Weise, M., Andrew, R., Akamatsu, T., Dekeling, R., Erbe, C., Farmer, D., Gentry, R., Goss, T., Hawkins, A., Li, F., Metcalf, K., Miller, J., Moretti, D., Rodrigo, C., and Shinke, T. 2011. An International Quiet Oceans Experiment. *Oceanography*, 24(2): 174–181.

Breitburg, D. L., D. W. Hondorp, L. A. Davia, et R. J. Diaz. 2009. Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes, *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 1, doi: 10.1146/annurev.marine.010908.163754.

Brierley, A. S., M. A. Brandon et J. L. Watkins. 1998. An assessment of the utility of an acoustic Doppler current profiler for biomass estimation. *Deep-Sea Res. I*, 45: 1555–1573.

Brinkman, D. et A. Drozdowski. 2012. Development and validation of a regional shelf model for Maritime Canada based on NEMO/OPA Circulation model. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 278 : vii + 57 pp.

Brinton, E. 1976. Population biology of *Euphausia pacifica* off southern California. *Fish. Bull.*, 74: 733–762.

Brodie, P. F. 1975. Cetacean energetics, an overview of intraspecific size variation. *Ecology*, 56: 152–161.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers et L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, UK.

Burrows, M. T. et G. Tarling. 2004. Effects of density dependence on diel vertical migration of populations of northern krill: A genetic algorithm model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 277: 209–220.

Burtenshaw, J. C., E. M. Oleson, J. A. Hildebrand, M. A. McDonald, R. K. Andrew, B. M. Howe et J. A. Mercer. 2004. Acoustic and satellite remote sensing of blue whale seasonality and habitat in the Northeast Pacific. *Deep-Sea Res. II*, 51: 967–986.

Calambokidis, J., J. Barlow, J. K. B. Ford, T. E. Chandler et A. B. Douglas. 2009. Insights into the population structure of blue whales in the Eastern North Pacific from recent sightings and photographic identification. *Mar. Mamm. Sci.*, 25: 816–832.

Canfield, D. E., A. N. Glazer, et P. G. Falkowski. 2010. The evolution and future of earth's nitrogen cycle, *Science*, *330*(6001): 192–196.

CETAP. 1982. A characterization of marine mammals and turtles in the mid- and north-Atlantic areas of the U.S. outer continental shelf. *Bureau of Land Management, U.S. Department of the Interior, Washington D. C., Contract No AA551–CT8–48.*

Chabot, D. et G. Claireaux. 2008. Environmental hypoxia as a metabolic constraint on fish: The case of Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Mar. Pollut. Bull.*, 57: 287–294.

Chabot, D. et J.-D. Dutil. 1999. Reduced growth of Atlantic cod in non-lethal hypoxic conditions. *J. Fish Biol.*, 55 (3): 472–491.

Charif, R. A. et C. W. Clark. 2009. Acoustic monitoring of large whales in deep waters north and west of the British Isles: 1996-2005. *Cornell Lab of Ornithology, Bioacoustic Research Program, Preliminary report, Tech. Rep.*: 08–07.

Clark, C. W. 1995. Application of US Navy underwater hydrophone arrays for scientific research on whales. *Rep. Int. Whal. Commn.*, 45: 210–212.

Clark, C., W. T. Ellison, B. L. Southall, L. Hatch, S. Van Parijs, A. S. Frankel et D. Ponirakis. 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 395: 201–222.

Comtois, S. 2010. Effets des changements de la structure trophique suivant l'effondrement des stocks de poissons de fond sur l'abondance et la distribution du rorqual bleu, de ses proies et compétiteurs dans le nord du golfe du Saint-Laurent. *Thèse de M. Sc. ISMER. Université du Québec à Rimouski, Qc, Canada*, pp. 1–143.

Comtois, S., C. Savenkoff, M.-N. Bourassa, J.-C. Brêthes et R. Sears. 2010. Regional distribution and abundance of blue and humpback whales in the Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2877: 1–48.

Corkeron, P. J. et R. C. Connor. 1999. Why do baleen whales migrate? *Mar. Mamm. Sci.*, 15: 1228–1245.

Cotté, C. et Y. Simard. 2005. Formation of dense krill patches under tidal forcing at whale feeding hot spots in the St. Lawrence Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 288: 199–210.

Courtois, R., M. Simoneau et J. J. Dodson. 1982. Interactions multispécifiques : répartition spatio-temporelle des larves de capelan (*Mallotus villosus*), d'éperlan (*Osmerus mordax*) et de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*) au sein de la communauté planctonique de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 39: 1164–1174.

Cresswell, K. A., G. A. Tarling et M. T. Burrows. 2007. Behaviour affects local-scale distributions of Antarctic krill around South Georgia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 343: 193–206.

Cresswell, K. A., G. A. Tarling, S. E. Thorpe, M. T. Burrows, J. Wiedenmann et M. Mangel. 2009. Diel vertical migration of Antarctic krill (*Euphausia superba*) is flexible during advection across the Scotia Sea. *J. Plankton Res.*, 31: 1265–1281.

Croll, D. A., A. Acevedo-Gutiérrez, B. R. Tershy et J. Urbán-Ramírez. 2001. The diving behavior of blue and fin whales: Is dive duration shorter than expected based on oxygen stores? *Comp. Biochem. Physiol.*, 129: 797–809.

Croll, D. A., B. Marinovic, S. Benson, F. P. Chavez, N. Black, R. Ternullo et B. R. Tershy. 2005. From wind to whales: Trophic links in a coastal upwelling system. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 289: 117–130.

de Lafontaine, Y., M. Sinclair, M. I. El-Sabh, C. Lassus et R. Fournier. 1984a. Temporal occurrence of ichthyoplankton in relation to hydrography and biological variables at a fixed station in the S. Lawrence Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 18: 177–190.

de Lafontaine, Y., M. I. El-Sabh, M. Sinclair, S. N. Messieh et J.-D. Lambert. 1984b. Structure océanographique et distribution spatio-temporelle d'œufs et de larves de poissons dans l'estuaire maritime et la partie ouest du golfe Saint-Laurent. *Sci. Tech. Eau*, 17: 43–50.

Deines, K. L. 1999. Backscatter estimation using broadband acoustic Doppler current profilers. *In* IEEE Sixth Working Conference on Current Measurements, San Diego, California, 11–13 March 1997. *IEEE, Piscataway, N. J.*, pp. 249–253.

DFO. 2009. Recovery Strategy for the blue whale (*Balaenoptera musculus*), Northwest Atlantic population, in Canada [PROPOSED]. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 62 pp.

Diaz, R. J. et R. Rosenberg. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems, *Science*, *321*(5891): 926–929.

Dickinson, A. et C. Sanger. 1990. Modern shore-based whaling in Newfoundland and Labrador: Expansion and consolidation, 1898-1902. *Int. J. Marit. Hist.*, 2: 83–116.

Doney, S. C., V. J. Fabry, R. A. Feely et J. A. Kleypas. 2009. Ocean acidification: The other CO_2 problem, *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 1(1): 169–192.

Doniol-Valcroze, T., D. Berteaux, P. Larouche et R. Sears. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 335: 207–216.

Doniol-Valcroze, T., V. Lesage, J. Giard et R. Michaud. 2011. Optimal foraging theory predicts diving and feeding strategies of the largest marine predator. *Behav. Ecol.*, 22 (4): 880–888.

Doniol-Valcroze, T., V. Lesage, J. Giard et R. Michaud, 2012. Challenges in marine mammal habitat modelling: evidence of multiple foraging habitats from the identification of feeding events in blue whales. Endangered Species Research 17: 255-268.

Dufour, R. et P. Ouellet. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. *Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 2744F: vii + 123 pp.

Dufour, R., H. Benoît, M. Castonguay, J. Chassé, L. Devine, P. S. Galbraith, M. Harvey, P. Larouche, S. Lessard, B. Petrie, L. Savard, C. Savenkoff, L. St-Amand et M. Starr. 2010. Ecosystem status and trends report: Estuary and Gulf of St. Lawrence ecozone. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2010/030: v + 187 pp.

Dutil, J.-D., R. Miller, C. Nozères, B. Bernier, D. Bernier et D. Gascon. 2006. Révision des identifications de poissons faites lors des relevés scientifiques annuels de l'abondance des poissons de fond et de la crevette nordique dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. *Rapp. Manusc. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 2760: x + 87 pp.

Dutil, J. D., E. L. Sylvestre, L. Gamache, R. Larocque et H. Guderley. 2007. Burst and coast use, swimming performance and metabolism of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in sub-lethal hypoxic conditions. *J. Fish Biol.*, 71 (2): 363–375.

Edds, P. L. 1982. Vocalizations of the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in the St. Lawrence River. *J. Mammal.*, 63: 345–347.

Edds, P. L. et J. A. F. Macfarlane. 1987. Occurrence and general behaviour of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.*, 65: 1363–1376.

El-Sabh, M. I. et N. Silverberg. 1990. The St. Lawrence Estuary: introduction. *In* Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence. M.I. El-Sabh and N. Silveberg (Editors). *Coastal and Estuarine Studies*, *Springer-Verlag, New York*, pp. 1–9.

Feinberg, L. R. et W. T. Peterson. 2003. Variability in duration and intensity of euphausiid spawning off central Oregon, 1996-2001. *Prog. Oceanogr.*, 57: 363–379.

Fiedler, P. C., S. B. Reilly, R. P. Hewitt, D. Demer, V. A. Philbrick, S. Smith, W. Armstrong, D. A. Croll, B. R. Tershy et B. R. Mate. 1998. Blue whale habitat and prey in the California Channel Islands. *Deep-Sea Res. II*, 45: 1781–1801.

Fontaine, P.-M., M.O. Hammill, C. Barrette et M.C.S. Kingsley. 1994. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and the northern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 172-178.

Forrester, W. D. 1974. Internal tides in the St. Lawrence Estuary. *J. Mar. Res.*, 32: 55–66.

Fortier, L. et W. C. Leggett. 1982. Fickian transport and dispersal of fish larvae in estuaries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1150–1163.

Frank, K. T. et W. C. Leggett. 1981. Prediction of egg development and mortality rates in capelan (*Mallotus villosus*) from meteorological, hydrographic, and biological factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1327–1338.

Frank, T. M. et E. A. Widder. 1997. The correlation of downwelling irradiance and staggered vertical migration patterns of zooplankton in Wilkinson Basin Gulf of Maine. *J. Plank. Res.*, 19: 1975–1991.

Frank, T. M. et E. A. Widder. 2002. Effects of a decrease in downwelling irradiance on the daytime vertical distribution patterns of zooplankton and micronekton. *Mar. Biol.*, 140: 1181–1193.

Frankel, A. 2009. Sound production. *In* Encyclopedia of marine mammals. W. F. Perrin, B. Würsig and J. G. M. Thewissen (Editors). *Academic press.*, pp. 1056–1071.

Friedlaender, A. S., G. L. Lawson et P. N. Halpin. 2009. Evidence of resource partitioning between humpback and minke whales around the western Antarctic Peninsula. *Mar. Mam. Sci.*, 25: 402–415.

Galbraith, P. S. 1992. Relating overturns to mixing and buoyancy flux. Ph.D. Thesis, Dalhousie University. xviii + 242 pp.

Galbraith, P. S. 2006. Winter masses in the Gulf of St. Lawrence. *J. Geophys. Res.*, 111: 1–23.

Galbraith, P. S., F. J. Saucier, N. Michaud, D. Lefaivre, R. Corriveau, F. Roy, R. Pigeon et S. Cantin. 2002. Shipborne monitoring of near–surface temperature and salinity in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Atlantic Zone Monitoring Program Bulletin. Department of Fisheries and Oceans Canada*, No 2: 26–30.

Galbraith, P. S., J. Chassé, D. Gilbert, P. Larouche, D. Brickman ,B. Pettigrew, L. Devine, A. Gosselin, R. G. Pettipas et C. Lafleur. 2011. Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2010. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2011/045: iv + 83 pp.

Galbraith, P. S., P. Larouche, J. Chasse et B. Petrie. 2012. Sea-surface temperature in relation to air temperature in the Gulf of St. Lawrence: interdecadal variability and long term trends. Deep Sea Res. II, V77–80: 10–20.

Gavrilchuk, K., V. Lesage, C. Ramp, R. Sears, S, Bearhop et G. Beauplet. Sous presse. Trophic niche partitioning among sympatric baleen whale species during the period following the collapse of groundfish stocks in the Northwest Atlantic. Mar. Ecol. Prog. Ser. DOI: 10.3354/meps10578.

Gambell, R. 1979. The blue whale. *Biologist*, 26: 209–215.

Genovesi, L., A. de Vernal, B. Thibodeau, C. Hillaire-Marcel, A. Mucci et D. Gilbert 2011. Recent changes in bottom water oxygenation and temperature in the Gulf of St. Lawrence: Micropaleontological and geochemical evidence. Limnol. Oceanogr. **56**(4): 1319-1329.

Gervaise, C., Simard, Y., Roy, N., Kinda, B., and Ménard, N. (2012). Shipping nose in whale habitat: characteristics, sources, budget and impact on belugas in Saguenay–St. Lawrence Marine Park hub. J. Acoust. Soc. Am. 132(1): 76-89.

Giard, J. et R. Michaud. 1997. L'observation des rorquals sous surveillance par télémétrie VHF. Nat. Can. (Que.), 121(2): 25–29.

Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES,* CM 2004/N: 7, 12 pp.

Gilbert, D. et B. Pettigrew. 1997. Interannual variability (1948–1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St-Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54 (Suppl. 1): 51–57.

Gilbert, D., B. Sundby, C. Gobeil, A. Mucci et G. H. Tremblay. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence Estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (5): 1654–1666.

Gilbert, D., N. N. Rabalais, R. J. Diaz, et J. Zhang. 2010. Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean, *Biogeosciences*, 7(7): 2283–2296.

Gill, P. C., M. G. Morrice, B. Page, R. Pirzl, A. H. Levings et M. Coyne. 2011. Blue whale habitat selection and within-season distribution in a regional upwelling system off southern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 421: 243–263.

Goldbogen, J. A., J. Calambokidis, E. Oleson, J. Potvin, N. D. Pyenson, G. Schorr et R. E. Shadwick. 2011. Mechanics, hydrodynamics and energetics of blue whale lunge feeding: Efficiency dependence on krill density. *J. Exp. Biol.*, 214: 131–146.

Grégoire, F., D. Chabot, C. Savenkoff, C. Lévesque, J. Guérin, J. Hudon et J. Lavers. 2003. Capelin (*Mallotus villosus*) fishery, biology and distribution in NAFO divisions 4RST in 2002. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2003/083: iii + 68 pp.

Gregory, D. N., O. C. Nadeau et D. Lefaivre. 1989. Current statistics of the Gulf of St. Lawrence and Estuary. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.*, No 120: vi + 178 pp.

Hammill, M. O., L. M. Measures, J.-F. Gosselin et V. Lesage. 2007. Lack of recovery in St. Lawrence Estuary beluga. *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc.*, 2007/026: 1–19.

Harvey, M. et L. Devine. 2009. Oceanographic conditions in the Estuary and the Gulf of St. Lawrence during 2008: Zooplankton. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2009/083: vi + 54 pp.

Harvey, M., P. S. Galbraith et A. Descroix. 2009. Vertical distribution and diel migration of macrozooplankton in the St. Lawrence marine system (Canada) in relation with the cold intermediate layer thermal properties. *Prog. Oceanogr.*, 80: 1–21.

Hewitt, R. P., D. A. Demer et J. H. Emery. 2003. An 8-year cycle in krill biomass density inferred from acoustic surveys conducted in the vicinity of the South Shetland Islands during the austral summers of 1991-1992 through 2001-2002. *Aquat. Living. Res.*, 16: 205–213.

Hildebrand, J. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 395: 5–20.

IMO. 2009. Noise from commercial shipping and its adverse impacts on marine life. *MEPC*, 60/18: 25 pp.

Ingebrigtsen, A. 1929. Whales caught in the North Atlantic and other seas. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 56: 3–26.

Ingram, G. R. et M. I. El-Sabh. 1990. Fronts and mesoscale features in the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large scale estuarine system, the St. Lawrence. M. I. El-Sabh and N. Silveberg (Editors). *Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, New York*, pp. 71–93.

Ivarjord, T., T. Pederen et E. Moksness. 2008. Effects of growth rates on the otolith increments deposition rate in capelin larvae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 358: 170–177.

Jacquaz, B., W. K. Able et W. C. Leggett. 1977. Seasonal distribution, abundance, and growth of larval capelin (*Mallotus villosus*) in the S. Lawrence Estuary and Northwestern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 34: 2015–2019.

Jolly, G. M. et I. Hampton. 1990. A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1282–1291.

Jonsgård, Å. 1955. The stocks of blue whales *(Balaenoptera musculus)* in the Northern Atlantic ocean and adjacent Arctic waters. *Norsk Hvalfangst-Tidende*, 9: 297–311.

Kaartvedt, S. 2010. Diel vertical migration behaviour of the northern krill (*Meganyctiphanes norvegica* Sars). *Adv. Mar. Biol.*, 57: 255–275.

Kawamura, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, 32: 155–170.

Kawamura, A. 1994. A review of baleen whale feeding in the Southern ocean. *Rep. Int. Whal. Commn.*, 44: 261–271.

Keeling, R. F., A. Körtzinger et N. Gruber. 2010. Ocean deoxygenation in a warming world. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2(1): 199–229.

Kellogg, R. 1929. What is known of the migrations of some of the whalebone whales. *Annu. Rep. Board Regents Smithson. Inst.*, 1928: 467–494.

KinGolfeey, M. C. S. et R. R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St Lawrence in 1995 and 1996. *Can. J. Zool.*, 76: 1529–1550.

Kitidis, V., B. Laverock, L. C. McNeill, A. Beesley, D. Cummings, K. Tait, M. A. Osborn et S. Widdicombe 2011. Impact of ocean acidification on benthic and water column ammonia oxidation. Geophys. Res. Lett. **38**(21): L21603.

Koutitonsky, V. G. et G. L. Bugden. 1991. The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion. *In* The Gulf of St. Lawrence: Small ocean or big Estuary? J.-C. Therriault (Editor). *Can. Spec. Public. Fish. Aquat. Sci.,* 113: 57–90.

Koutitonsky, V. G., R. E. Wilson et M. I. El-Sabh. 1990. On the seasonal response of the lower St. Lawrence Estuary to buoyancy forcing by regulated river runoff. Estuar. Coast. Shelf Sci., 31(4): 359–379.

Kuperman, W. et P. Roux. 2007. Underwater Acoustics. *In Handbook of Acoustics*. T. D. Rossing (Editor). *Springer Verlag, New-York*, pp. 1182.

Kusel, E. T., D. K. Mellinger, L. Thomas, T. A. Marques, D. Moretti et J. Ward. 2011. Cetacean population density estimation from single fixed sensors using passive acoustics. *J. Acoust. Soc. Am.*, 129(6): 3610–3622.

Lauzier, L. M. et R. W. Trites. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel. *J. Fish. Res. Board Can.*, 15: 1247–1257.

Larsen, F., A. R. Martin et P. B. Nielsen. 1989. North Atlantic sightings survey 1987: report of the West Greenland aerial survey. *Rep. Int. Whal. Commn.*, 39: 443–446.

Lavigueur, L., M. O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du Parc Marin du Saguenay. *Rapp. Manusc. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 2220: 1–40.

Lavoie, D., Y. Simard et F. J. Saucier. 2000. Aggregation and dispersion of krill at channel heads and shelf edges: the dynamics in the Saguenay–St. Lawrence Marine Park. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 1853–1869.

Lawson, J. W. et J.-F. Gosselin. 2009. Distribution and abundance estimates for cetaceans seen during Canada's Marine Megafauna Survey – A component of the 2007 TNASS. *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc.*, 2009/031: 1–28.

Lebeuf M. 2009. La contamination du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent par les polluants organiques persistants en revue. *Rev. Sci. Eau*, 22: 199–233.

Lebeuf, M., B. Gouteux, L. Measures et S. Trottier. 2004. Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Envrion. Sci. Technol.*, 38: 2971–2977.

Lebeuf, M., M. Noël, S. Trottier et L. Measures. 2007. Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Sci. Total Environ.*, 383: 216–231.

Lebeuf, M., S. Trottier, M. Noël, M. Raach et L. Measures. 2009. A twenty years (1987–2007) trend of PBDEs in beluga from the St. Lawrence estuary, Canada. Proceeding of the 29th International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs, DIOXIN 2009, Organohalogen Compounds, 71: 372–376.

Lefort, S., Y. Gratton, A. Mucci, I. Dadou et D. Gilbert. 2012. Hypoxia in the Lower St. Lawrence Estuary: How physics controls spatial patterns. *J. Geophys. Res.-Oceans*, 117: C07018, doi: 10.1029/2011JC007751.

Le Fouest, V., B. Zakardjian, F. J. Saucier et S. A. Cizmeli. 2006. Application of SeaWIFS- and AVHRR-derived data for mesoscale and regional validation of a 3-D high-resolution physical-biological model of the Gulf of St. Lawrence (Canada). *J. Mar. Syst.*, 60: 30–50.

Lehmann, M. F., B. Barnett, Y. Gélinas, D. Gilbert, R. J. Maranger, A. Mucci, B. Sundby et B. Thibodeau. 2009. Aerobic respiration and hypoxia in the Lower St. Lawrence Estuary: Constraints on oxygen sink partitioning from stable isotope ratios of dissolved oxygen, Limnol. Oceanogr., 54, 2157–2169, doi:10.4319/lo.2009.54.6.2157.

Lepage, R. 2009. Bruit estival à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent et exposition des poissons et mammifères marins. *Université du Québec à Rimouski, Qc, Canada*, xviii + 122 pp.

Lesage, V., M. O. Hammill et K. M. Kovacs. 2004. Long-distance movements of harbour seals (*Phoca vitulina*) from a seasonally ice-covered area, the St. Lawrence River estuary, Canada. *Can. J. Zool.*, 82: 1070–1081.

Lesage, V., J.-F. Gosselin, M. O. Hammill, M. C. S. Kingsley et J. W. Lawson. 2007. Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence – A marine mammal perspective. *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc.*, 2007/046: 1–94.

Levasseur, M., J.-C. Therriault et L. Legendre. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 19: 211–222.

Lévesque, M., P. Archambault, C. W. McKindsey, S. Vaz et D. Archambault. 2010. Predictive benthic habitat suitability model for the Estuary and the Northern Gulf of St. Lawrence (2006). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2893: vii + 20 pp.

Mackas, D. L., R. Kieser, M. Saunders, D. R. Yelland, R. M. Brown et D. F. Moore. 1997. Aggregation of euphausiids and Pacific hake (*Merluccius productus*) along the outer continental shelf off Vancouver Island. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 2080–2096.

Maps, F., S. Plourde et B. Zakardjian. 2010. Control of dormancy by lipid metabolism in *Calanus finmarchicus*: a population model test. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 403: 165–180.

Maps, F., B. Zakardjian, S. Plourde et F. J. Saucier. 2011. Modeling the interactions between the seasonal and diel migration behaviors of *Calanus finmarchicus* and the circulation in the Gulf of St. Lawrence (Canada). *J. Mar. Syst.*, 88(2): 183–202.

Maps, F., Plourde, S., Lavoie, D., McQuinn, I., et J. Chasse. 2013. Modelling the influence of daytime distribution on the transport of two sympatrickrill species (*Thysanoessa raschii* and *Meganyctiphanes norvegica*) in the Gulf of St Lawrence, eastern Canada. *ICES J. Mar. Sci.*, doi:10.1093/icesjms/fst021.

Marques, T. A., L. Thomas, J. Ward, N. DiMarzio et P. L. Tyack. 2009. Estimating cetacean population density using fixed passive acoustic sensors: An example with Blainville's beaked whales," *J. Acoust. Soc. Am.*, 125: 1982–1994.

Marques,T.A., L. Thomas, S.W. Martin, D.K. Mellinger, J.A. Ward, D.J. Moretti, D. Harris et P.L. Tyack. 2013. Estimating animal population density using passive acoustics. Biol. Rev. 88: 287-309.

Mauchline, J. 1980. The biology of mysids and euphausiids. *Adv. Mar. Biol.*, 18: 1–681.

Mate, B. R., B. A. Lagerquist et J. Calambokidis. 1999. Movements of North Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Mar. Mamm. Sci.*, 15: 1246–1257.

Matthews, J. N., L. E. Rendell, J. C. D. Gordon et D. A. Macdonald. 1999. A review of frequency and time parameters of cetacean tonal calls. *Bioacoustics,* 10: 47–71.

McCarthy, E. 2004. International regulation of underwater sound: Establishing rules and standards to address ocean noise pollution. *Kluwer Academic Publishers*.

McDonald, M. A., J. Calambokidis, A. M. Teranishi et J. A. Hildebrand. 2001. The acoustic calls of blue whales off California with gender data. *J. Acoust. Soc. Am.*, 109: 1728–1735.

McDonald, M. A., J. A. Hildebrand et S. M. Wiggins. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific West of San Nicolas Island, California. *J. Acoust. Soc. Am.*, 120: 711–718.

McDonald, M. A., J. A. Hildebrand, S. M. Wiggins et D. Ross. 2008. A 50-year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *J. Acoust. Soc. Am.*, 124: 1985–1992.

McLellan, H. J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. *J. Fish. Res. Board Can.*, 14: 213–239.

McQuinn, I. H. 2009. Pelagic fish outburst or suprabenthic habitat occupation: legacy of the Atlantic cod (*Gadus morhua*) collapse in eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 2256–2262.

McQuinn, I.H., Lesage, V., Carrier, D., Larrivée, G., Samson, Y., Chartrand, S., Michaud, R. and Theriault, J. 2011. A threatened beluga (*Delphinapterus leucas*) population in the traffic lane: vessel-generated noise characteristics of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, Canada *J. Acoust. Soc. Am.* 130(6): 1-13.

McQuinn, I.H., Bourassa, M-N., Tournois, C., Grégoire, F. and Baril, D. 2012. Ecologically and biologically significant areas in the Estuary and Gulf of St. Lawrence: small pelagic fishes. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/087. iii + 76 p.

McQuinn, I. H., Dion, M. and St.-Pierre, J.-F. 2013. The acoustic multifrequency classification of two sympatric euphausiid species (*Meganyctiphanes norvegica* and *Thysanoessa raschii*) with empirical and SDWBA model validation. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fstoo4.

Mellinger, D. K. et C. W. Clark. 2003. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) sounds from the North Atlantic. *J. Acoust. Soc. Am.*, 114: 1108–1119.

Mellinger, D. K., K. M. Stafford, S. E. Moore, R. P. Dziak et H. Matsumoto. 2007a. An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. *Oceanography*, 20: 36–45.

Mellinger, D. K., S. L. Nieukirk, H. Matsumoto, S. L. Heimlich, R. P. Dziak, J. Haxel, M. Fowler, C. Meinig et H. V. Miller. 2007b. Seasonal occurrence of North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) vocalizations at two sites on the Scotian Shelf. *Mar. Mamm. Sci.*, 23: 856–867.

Mertz, G. et Y. Gratton. 1990. Topographic waves and topographically induced motions in the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence. M. I. El-Sabh and N. Silverberg (Editors). *Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, New York*, pp. 94–108.

Mertz, G., M. I. El-Sabh et V. G. Koutitonsky. 1988. Wind-driven motions at the mouth of the lower St. Lawrence Estuary. Atmosphere Ocean, 26(4): 509–523.

Michaud, R., A. Vézina, N. Rondeau et Y. Vigneault. 1990. Distribution annuelle et caractérisation préliminaire des habitats du béluga, *Delphinapterus leucas*, du Saint-Laurent. *Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 1757: 1–31.

Mitchell, E. D. J. 1991. Winter records of the minke whale (*Balenoptera acutorostrata* Lacépède 1804) in the southern North Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn.*, 41: 455–457.

Mouy, X., M. Bahoura et Y. Simard. 2009. Automatic recognition of fin and blue whale calls for real-time monitoring in the St. Lawrence. *J. Acoust. Soc. Am.*, 126: 2918–2928.

Mowbray, F. K. 2002. Changes in the vertical distribution of capelin (*Mallotus villosus*) off Newfoundland. ICES J. Mar. Sci., 59: 942–949.

MPO. 2007a. Pour un nouveau cadre scientifique écosystémique en faveur d'une gestion intégrée. 16 pp.

MPO. 2007b. Zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent : identification et caractérisation. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.*, 2007/016.

MPO. 2007c. Rapport sur l'état du Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent 2007. *Parc Québec*, R63–360/2007F.

MPO. 2010a. Rapport de consultation publique sur le projet de zone de protection marine (ZPM) estuaire du Saint-Laurent. *Direction régionale des océans, de l'habitat et des espèces en péril*, Fs49–2/210F.

MPO. 2010b. Le réseau des observateurs du capelan. Pêches et Océans Canada. Division de la gestion des océans. Région du Québec. Disponible à : www.qc.dfo-mpo.gc.ca/signaler-report/roc-con/capelan-capelin-fr.asp.

MPO. 2011. Examen du plan de suivi écologique de la ZPM Manicouagan. *Sec. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.*, 2010/075.

MPO. 2012. Développement d'un plan de suivi écologique de la zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.*, 2012/039.

Mucci, A., M. Starr, D. Gilbert et B. Sundby. 2011. Acidification of lower St. Lawrence Estuary bottom waters, *Atmos.-Ocean*, 49(3): 206–218.

Nemoto, T. 1970. Feeding pattern of baleen whales in the ocean. *In* Marine food chains. J. H. Steele (Editor). *University of California Press, Berkeley, California,* pp. 241–252.

Neuheimer, A. B., W. C. Gentleman, P. Pepin et E. J. H. Head. 2010. Explaining regional variability in copepod recruitment: Implications for a changing climate. *Prog. Oceanogr.*, 87: 94–105.

Nicol, S. 1984. Population structure of daytime surface swarms of the euphausiid *Meganyctiphanes norvegica* in the Bay of Fundy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 18: 241–25.

Nieukirk, S. L., K. M. Stafford, D. K. Mellinger, R. P. Dziak et C. G. Fox. 2004. Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic ocean. *J. Acoust. Soc. Am.*, 115: 1832–1843.

Norris, K. 1967. Some observations on the migration of marine mammals. *In* Animal orientation and navigation. R. N. Storm (Editor). *University of California Press, Berkeley, California*, pp. 320–380.

NRC. 2003. Ocean noise and marine mammals. *National Academy Press.*

NRC. 2005. Marine mammal populations and ocean noise. *National Academy Press, Washington D.C.*

Oleson, E., J. Calambokidis, W. C. Burgess, M. A. McDonald, C. A. Leduc et J. A. Hildebrand. 2007. Behavioral context of call production by eastern North Pacific blue whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 330: 269–284.

Onsrud, M. S. R. et S. Kaartvedt. 1998. Diel vertical migration of the krill *Meganyctiphanes norvegica* in relation to physical environment, food and predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 171: 209–219.

Parent, S. et P. Brunel. 1976. Aires et périodes de fraye du capelan (*Mallotus villosus*) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. *Gouvernement du Québec, Direction générale des pêches maritimes. Travaux sur les pêcheries du Québec, 45.*

Pauly, D., A.W. Trites, E. Capuli et V. Christensen. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. ICES J. Mar. Sci. 55: 467-481

Pearre, S. Jr. 2003. Eat and run? The hunger/satiation hypothesis in vertical migration: History, evidence and consequences. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 78: 1–79.

Pierson, J. J., M. R. Roman, D. G. Kimmel, W. C. Boicourt et X. Zhang. 2009. Quantifying changes in the vertical distribution of mesozooplankton in response to hypoxic bottom waters, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* 381, doi: 10.1016/j.jembe.2009.07.013.

Plante, S., D. Chabot et J.-D. Dutil. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *J. Fish Biol.*, 53: 1342–1356.

Plourde, S. et I. H. McQuinn. 2010. Zones d'Importance Écologique et Biologique (ZIEB) dans le golfe du Saint-Laurent : Zooplancton et production secondaire. *Sec. Can. de Consult. Sci. du MPO. Doc. Rech.*, 2009/104: vi + 27 pp.

Plourde, S., P. Joly, J. A. Runge, B. Zakardjian et J. J. Dodson. 2001. Life cycle of *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary: the imprint in circulation and late timing of the spring phytoplankton bloom. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 647–658.

Plourde, S., J. J. Dodson, J. A. Runge et J.-C. Therriault. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 230: 211–224.

Plourde, S., P. Joly, J. A. Runge, J. J. Dodson et B. Zakardjian. 2003. Life cycle of *Calanus hyperboreus* in the lower St. Lawrence Estuary and its relationship to the local environmental conditions. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 255: 219–233.

Plourde, S., G. Winkler, P. Joly, J.-F. St-Pierre et M. Starr. 2011. Long-term seasonal and interannual variations of krill spawning in the lower St. Lawrence estuary, Canada, 1979-2009. *J. Plankton Res.*, 33(5): 703–714.

Plourde, S., McQuinn, I. H., Maps, F., St-Pierre, J-F., Lavoie, D., and Joly, P. 2013. Daytime depth and thermal habitat of two sympatric krill species in response to surface salinity variability in the Gulf of St Lawrence, eastern Canada. *ICES J. Mar Sci.*, doi:10.1093/icesjms/fst023.

Poulin, M., N. Lundholm, L. Bérard-Therriault, M. Starr et R. Gagnon. 2010. Morphological and phylogenetic comparisons of *Neodenticula seminae* (Bacillariophyta) populations between the subarctic Pacific and the Gulf of St. Lawrence. *Eur. J. Phycol.*, 45 (2): 127–142.

Powles, H., F. Auger et G. J. Fitzgerald. 1984. Nearshore ichthyoplankton of a north temperate estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1653–1663.

Provencher, L., R. Bailey et C. Nozères. 2012. Revue des indicateurs et des programmes de suivi pour la ZPM estuaire du Saint-Laurent. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.*, 2012/0089.

Quetin, L. B. et R. M. Ross. 2003. Episodic recruitment in Antarctic krill *Euphausia superba* in the Palmer LTER study region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 259: 185–200.

Raâch, M., M. Lebeuf et É. Pelletier. 2011. PBDEs and PCBs in the liver of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*): A comparison of levels and temporal trends with the blubber. *J. Environ. Monit.*, 13: 649–656.

Reeves, R. R., T. D. Smith, E. A. Josephson, P. J. Clapham et G. Woolmer. 2004. Historical observations of humpback and blue whales in the North Atlantic ocean: clues to migratory routes and possibly additional feeding grounds. *Mar. Mamm. Sci.*, 20: 774–786.

Richardson, W. J., C. J. Greene, C. Malme et D. Thomson. 1995. Marine mammals and noise. *Academic Press, New York.*

Robillard, A., V. Lesage et M. O. Hammill. 2005. Distribution and abundance of harbour seals (*Phoca vitulina concolor*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, 1994-2001. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2613: 1–152.

Rose, G. A. et W. C. Leggett. 1988. Atmosphere-ocean coupling in the northern Gulf of St. Lawrence: Frequency-dependent wind-forced variations in nearshore sea temperatures and currents. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1222–1233.

Runge, J. A. et Y. Simard. 1990. Zooplankton of the St. Lawrence Estuary: The imprint of physical processes on its composition and distribition. *In* Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence. M. I. El-Sabh et N. Silveberg (Editors). *Coastal and Estuarine Studies, Springer-Verlag, New York*, pp. 296–316.

Samaran, F. 2004. Détectabilité des vocalisations de rorquals communs (*Balaenoptera physalus*) à partir d'une station côtière dans la voie maritime de l'estuaire du Saint-Laurent. *Thèse de M. Sc. ISMER, Université du Québec à Rimouski, Qc, Canada*, 115 pp. + xiv.

Sameoto, D. D. 1976. Distribution of sound scattering layers caused by euphausiids and their relationship to chlorophyll *a* concentrations in the Gulf of St. Lawrence estuary. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 681–687.

Sameoto, D. D. 1980. Quantitative measurements of euphausiids using a 120 kHz sounder and their *in situ* orientation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 693–702.

Sameoto, D. D. 1983. Euphausiid distribution in acoustic scattering layers and its significance to surface swarms. *J. Plankton Res.*, 5: 129–143.

Saucier, F. J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin et H. Ritchie. 2003. Modelling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *J. Geophys. Res.*, 108 (C8): 3269.

Saucier, F. J., F. Roy, S. Senneville, G. Smith, D. Lefaivre, B. Zakardjian et J.-F. Dumais. 2009. Modélisation de la circulation dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en réponse aux variations du débit d'eau douce et des vents. *Rev. Sci. Eau*, 22: 159–176.

Savaria,J.-Y., G. Cantin, L. Bossé, R. Bailey, L. Provencher et F. Proust. 2003. Compte rendu d'un atelier scientifique sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs ressources alimentaires, tenu à Mont-Joli (Québec) du 3 au 7 avril 2000, dans le cadre de l'élaboration du projet de zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent. *Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat.*, 2647: v + 127 pp.

Savenkoff, C., 2012. Input data and parameter estimates for ecosystem models of the lower St. Lawrence Estuary (2008–2010). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2999: vii+150 pp.

Savenkoff, C., A. F. Vézina, T. T. Packard, N. Silverberg, J.-C. Therriault, W. Chen, C. Bérubé, A. Mucci, B. Klein, F. Mesplé, J.-É. Tremblay, L. Legendre, J. Wesson et R. G. Ingram. 1996. Distributions of oxygen, carbon, and respiratory activity in the deep layer of the Gulf of St. Lawrence and their implications for the carbon cycle. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 2451–2465.

Scallon-Chouinard, P.-M., J.-D. Dutil et S. Hurtubise. 2007. Liste des espèces de poissons inventoriés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 1930 et 2005. *Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, 2719: vi + 58 pp.

Sears, R. 2002. Blue whale. *In* Encyclopedia of marine mammals. W. F. Perrin, B. Würsig and J. G. M. Thewissen (Editors). *Academic Press, San Diego, California*, pp 112–116.

Sears, R. et J. Calambokidis. 2002. Update COSEWIC status report on the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in Canada. *In* COSEWIC assessment and update status report on the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in Canada. *Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa*, pp. 1–32.

Sears, R. et F. Larsen. 2002. Long range movements of a blue whale (*Balaenoptera musculus*) between the Gulf of St. Lawrence and West Greenland. *Mar. Mamm. Sci.*, 18: 281–285.

Sears, R. et J. M. Williamson. 1982. A preliminary aerial survey of marine mammals for the Gulf of St. Lawrence to determine their distribution and relative abundance. *MICS Project M06. Parks Canada Contract 81–1272, Parks Canada, Ottawa, Ont., Mingan Island Cetacean Survey (MICS), East Falmouth, Mass. and Sept-Îles, Québec.*

Sears, R., F. W. Wenzel et J. M. Williamson. 1981. Behavior and distribution observations of cetacea along the Quebec north shore (Mingan Islands), summer-fall 1981. *Mingan Island Cetacean Study (MICS), East Falmouth, Mass. and Sept-Îles, Quebec.*

Sears, R., J. M. Williamson, F. W. Wenzel, M. Bérubé, D. Gendron et P. Jones. 1990. Photographic identification of the blue whale (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.*, 12: 335–342.

Sears, R., C. L. K. Burton et G. A. Vikingsson 2005. Review of blue whale (*Balaenoptera musculus*) photoidentification distribution data in the North Atlantic, including the first long-range match between Iceland and Mauritania. *Poster presented at the Sixteenth Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, San Diego, California.*

Sergeant, D. E. 1966. Population of large whale species in the western North Atlantic with special reference to the fin whale. *Fish. Res. Board Can., Arctic Biological Station, 9.*

Sergeant, D. E. 1977. Stocks of fin whales, *Balaenoptera physalus* L., in the North Atlantic ocean. *Rep. Int. Whal. Commn.*, 27: 460–473.

Simard, Y. 2009a. Le Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent : Processus océanographiques à la base de ce site unique d'alimentation des baleines du nord-ouest Atlantique. *Rev. Sci. Eau*, 22: 177–197.

Simard, Y. 2009b. Le Parc Marin du Saguenay–Saint-Laurent: Un habitat exceptionnel pour les baleines. *Nat. Can.*, 133 (3): 57–61.

Simard, Y. et M. Harvey. 2010. Predation on northern krill (*Meganyctiphanes norvegica* Sars). *In* Biology of Northern Krill. G. A. Tarling (Editor). *Adv. in Mar. Biol.*, 57: 277–306.

Simard, Y. et D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay–St. Lawrence Marine Park: hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure, variability and significance for whales. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 1182–1197.

Simard, Y. et N. Roy. 2008. Detection and localization of blue and fin whales from large-aperture autonomous hydrophone arrays: A case study from the St. Lawrence estuary. *Can. Acoust.*, 36: 104–110.

Simard Y. et Sourisseau, M. 2009. Diel changes in acoustic and catch estimates of krill biomass. *ICES J. Mar. Sci.*,, 66: 1318–1325.

Simard, Y., R. de Ladurantaye et J. C. Therriault. 1986a. Aggregation of euphausiids along a coastal shelf in an upwelling environment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 32: 203–215.

Simard, Y., G. Lacroix et L. Legengre. 1986b. Diel vertical migrations and noctural feeding of a dense coastal krill scattering layer (*Thysanoessa raschi* and *Meganyctiphanes norvegica*) in stratified surface waters. *Mar. Biol.*, 91: 93–105.

Simard, Y., D. Marcotte et K. Naraghi. 2003. Three-dimensional acoustic mapping and simulation of krill distribution in the Saguenay–St. Laurence Marine Park whale feeding ground. *Aquat. Living Res.*, 16 (3): 137–144.

Simard, Y., N. Roy et C. Gervaise. 2008. Passive acoustic detection and localization of whales: effects of shipping noise in Saguenay–St. Lawrence Marine Park. *J. Acoust. Soc. Am.*, 123: 4109–4117.

Simard, Y., R. Lepage et C. Gervaise. 2010. Anthropogenic sound exposure of marine mammals from seaways: Estimates for lower St. Lawrence Seaway, eastern Canada. *Appl. Acoust.*, 71: 1093–1098.

Simmonds, E. J. et D. N. MacLennan. 2005. Fisheries acoustics: Theory and practice. *Blackwell Science, Oxford.*

Simon, M., K. M. Stafford, K. Beedholm, C. M. Lee et P. T. Madsen. 2010. Singing behavior of fin whales in the Davis Strait with implications for mating, migration and foraging. *J. Acoust. Soc. Am.*, 128: 3200–3210.

Širovic, A. et J. A. Hildebrand. 2010. Using passive acoustics to model blue whale habitat off the Western Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res. II*, 58: 1719–1728.

Sourisseau, M., Y. Simard et F. J. Saucier. 2006. Krill aggregation in the St. Lawrence system, and supply of krill to the whale feeding grounds in the estuary from the gulf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 314: 257–270.

Sourisseau, M., Y. Simard et F. J. Saucier. 2008. Krill diel vertical migration fine dynamics, nocturnal overturns, and their roles for aggregation in stratified flows. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65: 574–587.

Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. J. Finneran, R. L. Gentry, Jr. C. R. Greene, D. Kastak, D. R. Ketten, J. H. Miller, P. E. Nachtigall, W. J. Richardson, J. A. Thomas et P. L. Tyack. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquat. Mamm.*, 33 (4): 410–522.

Spicer, J. I. et J. O. Stroemberg. 2003. Developmental changes in the responses of O_2 uptake and ventilation to acutely declining O_2 tensions in larval krill *Meganyctiphanes norvegica*, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 295(2): 207–218.

Stafford, K. M., S. L. Nieukirk et C. G. Fox. 2001. Geographic and seasonal variation of blue whale calls in the North Pacific. *J. Cetacean Res. Manage.*, 3: 65–76.

Stafford, K. M., D. K. Mellinger, S. E. Moore et C. G. Fox. 2007. Seasonal variability and detection range modeling of baleen whale calls in the Gulf of Alaska, 1999-2002. J. *Acoust. Soc. Am.*, 122: 3378–3390.

Starr, M., P. S. Galbraith, D. Gilbert, D. Chabot et J.-C. Therriault. 2002. Recent intrusion of Labrador Shelf waters into the Gulf of St. Lawrence and its influence on the plankton community and higher trophic levels. *ICES*, CM 2002/N: 16, 10 pp.

Starr, M., L. St-Amand, L. Devine, L. Bérard-Therriault et P. S. Galbraith. 2004. État du phytoplancton dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2003. MPO *Secr. Can. Consult. Sci. Doc. Rech.*, 2004/123: 35 pp.

Stenson, G. B., J. Lien, J. Lawson et R. Seton. 2003. Ice entrapments of blue whales in southwest Newfoundland: 1968-1992. *In* Proceedings of the workshop on the development of research priorities for the northwest Atlantic blue whale population, 20-21 November 2002, Quebec City. *DFO Can. Sci. Adv. Secr.*, pp. 15–17.

Stramma, L., S. Schmidtko, L. A. Levin et G. C. Johnson. 2010. Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts, *Deep Sea Res. I*, 57(4), 587–595.

Sutcliffe, W. H. et P. F. Brodie. 1977. Whale distributions in Nova Scotia waters. *Fish. Mar. Serv. Can., Tech. Rep.*, 722: 1–83.

Tarling, G. A. et J. Cuzin-Roudy. 2003. Synchronization in the molting and spawning activity of northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) and its effect on recruitment. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 2020–2033.

Tarling, G. A., J. Cuzin-Roudy et F. Buchholz. 1999. Vertical migration behaviour in the northern krill, *Meganyctiphanes norvegica*, is influenced by moult and reproductive processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 190: 253–262.

Therriault, J.-C. et M. Levasseur. 1985. Control of phytoplankton production in the lower St. Lawrence Estuary: Light and freshwater runoff. *Nat. Can.*, 112: 77–96.

Therriault, J.-C., L. Legendre et S. Demers. 1990. Oceanography and ecology of phytoplankton in the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence. M. I. El-Sabh et N. Silverberg (Editors). *Coastal and Estuarine Studies. Springer-Verlag, New York*, pp. 269–295.

Therriault, J.-C., B. Petrie, P. Pepin, J. Gagnon, D. Gregory, J. Helbig, A. Herman, D. Lefaivre, M. Mitchell, B. Pelchat, J. A. Runge et D. Sameoto. 1998. Proposal for a northwest zonal monitoring program. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.*, 194: 64 pp.

Thibodeau, B., A. de Vernal et A. Mucci. 2006. Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence, *Mar. Geol.*, 231: 37–50.

Truchon, M.-H. 2010. Facteurs environnementaux et anthropiques influençant la variation temporelle dans les échouages de mammifères marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, Québec. *Thèse de M. Sc. ISMER, Université du Québec à Rimouski, Qc, Canada*, pp. 1–138.

Tscherter, U., C. Morris et M. Tetley. 2008. Whale research activities, St. Lawrence Estuary and Gulf, 2008. *Ocean Research and Education Society (ORES), Field Report FR35–08.*

Tyack, P. L. 2008. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. *J. Mammal.*, 89: 549–558.

UNCTAD. 2012. Review of maritime transport. Rep. no. E.12.II.D.17, 176 pp. United Nation, Geneva.

Vladykov, V. 1946. Études sur les mammifères aquatiques. IV. Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des Pêcheries, Québec, QC.

Watkins, J. L., D. J. Morris, C. Ricketts et J. Priddle. 1986. Differences between swarms of Antarctic krill and some implications for sampling krill populations. *Mar. Biol.*, 93: 137–146.

Watkins, W. A., M. A. Dahler, G. M. Reppucci, J. E. George, D. L. Martin, N. A. DiMarzio et D. P. Gannon. 2000. Seasonality and distribution of whale calls in the North Pacific. *Oceanography*, 13: 62–67.

Weilgart, L. S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Can. J. Zool.*, 85: 1091–1116.

Wenzel, F., D. K. Mattila et P. J. Clapham. 1988. *Balaenoptera musculus* in the Gulf of Maine. *Mar. Mamm. Sci.*, 4: 172–175.

Yochem, P. K. et S. Leatherwood. 1985. Blue whale *Balaenoptera musculus* (Linnaeus 1758). *In* Handbook of marine mammals, Volume 3, The sirenians and baleen whales. S. H. Ridgway and Sir R. Harrison (Editors). *Academic Press Limited, London*, 362 pp.

Zakardjian, B. A., Y. Gratton et A. F. Vézina. 2000. Late spring phytoplankton bloom in the Lower St. Lawrence Estuary: The flushing hypothesis revisited. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 192: 31–48.

Zhang, J., D. Gilbert, A. J. Gooday, L. Levin, S. W. A. Naqvi, J. J. Middelburg, M. Scranton, W. Ekau, A. Peâ, B. Dewitte, T. Oguz, P. M. S. Monteiro, E. Urban, N. N. Rabalais, V. Ittekkot, W. M. Kemp, O. Ulloa, R. Elmgren, E. Escobar-Briones et A. K. Van der Plas (2010). Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. Biogeosciences **7**(5): 1443-1467

Zhou, M., W. Nordhausen et M. Huntley. 1994. ADCP measurements of the distribution and abundance of euphausiids near the Antarctic Peninsula in winter. *Deep-Sea Res. I*, 41: 1425–1445.

TABLEAUX

Tableau 2.1.2-1. Détail des missions d'échantillonnage d'ichtyoplancton qui ont eu lieu dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent au cours de l'année 2009. Les missions de mai à juillet ont été réalisées dans le cadre de l'IRÉ.

Date	Projet	Engin d'échantillonnage	Navire
21 mai au 5 juin 22 juin au 2 juillet 18 au 24 juillet	IRÉ	Bongos, 61 cm, 333 µm	NGCC Creed
26 au 31 octobre	Estimation de la biomasse de macrozooplancton	BIONESS 333 µm	NGCC Hudson

Tableau 2.1.2-2. Composition de la communauté d'ichtyoplancton et abondance des espèces pour les missions de mai à octobre 2009. La dominance du capelan dans les échantillons est indiquée en caractères gras.

Taxon		Mai		Juin		Juillet		Octobre	
		Densité (nb m^{-3})	Proportion (%)	Densité (nb m^{-3})	Proportion (%)	Densité (nb m^{-3})	Proportion (%)	Densité (nb m^{-3})	Proportion (%)
Ammodytes spp.	Lançons spp.	0,01036	0,3160	0,00241	0,0471	0,00005	0,0004		
Aspidophoroides monopterygius	Poisson-alligator atlantique	0,00048	0,0147			0,00028	0,0019		
Clupea harengus	Hareng atlantique	0,00039	0,0119	0,04125	0,8050	0,02721	0,6138	0,00031	2,5060
Cyclothone microdon	Cyclothone à petites dents							0,00012	0,9434
Enchelyopus cimbrius	Motelle à quatre barbillons					0,00036	0,0025		
Gadus ogac	Morue ogac					0,00182	0,0126		
Gymnocanthus tricuspis	Tricorne arctique			0,00035	0,0068	0,00149	0,0103		
Liparis spp.	Limace spp.	0,00072	0,0221	0,00486	0,0949	0,01752	0,1208		
Mallotus villosus	**Capelan**	**3,26461**	**99,5668**	**5,00912**	**97,7637**	**14,44960**	**99,6501**	**0,00781**	**63,7994**
Melanostigma atlanticum	Mollasse atlantique							0,00401	32,7512
Myoxocephalus aenaeus	Crapaud de mer nain			0,00092	0,0179				
Myoxocephalus scorpius	Chaboisseau à épines courtes	0,00021	0,0065						
Osmerus mordax	Éperlan arc-en-ciel	0,00048	0,0147	0,06245	3,5058	0,00589	0,0406		
Pholis gunnellus	Sigouine de roche	0,00168	0,0512	0,00165	0,0323	0,00048	0,0033		
Scomber scombrus	Maquereau bleu			0,00015	0,0029				
Sebastes spp.	Sébastes spp.			0,00015	0,0029	0,00465	0,0321		
Stichaeus punctulatus	Stichée arctique	0,00009	0,0029						
Ulvaria subbifurcata	Ulvaire deux-lignes			0,00067	0,0131	0,00054	0,0037		

Tableau 2.1.2.2-1. Comparaison de l'abondance (nb 100 m^{-3}) de larves de capelan entre Jacquaz et al. (1977) et l'IRÉ en 2009, par secteur. Pour Jacquaz et al. (1977), une case vide indique que le secteur n'a pas été échantillonné pendant la période. Pour les missions de l'IRÉ, la valeur moyenne ± l'écart-type est donnée.

Source		Période	Estuaire moyen	Estuaire maritime - amont	Estuaire maritime - aval
Jacquaz *et al.* (1977):	1974	7 au 12 juin	194.7	9.6	
Tableau 4		2 au 6 juillet	7.3	7.4	
		29 juillet au 3 août	0.1	3.8	8.7
	1975	31 mai au 16 juin	7130.4	1451.6	263.7
		25 au 29 juin			33.1
		30 juillet au 9 août	0.8	36.9	1.3
IRÉ	2009	21 mai au 5 juin	685.9 ± 1199.6	326.4 ± 865.3	7.1 ± 24.88
		21 juin au 2 juillet	689.4 ± 820.9	151.0 ± 230.5	7.3 ± 1.1
		18 au 24 juillet	2673.8 ± 3381.7	1152.1 ± 2344.6	168.1 ± 148.3

Tableau 2.1.3-1. Abondances moyennes (individus par trait[1]) et biomasses moyennes (kg par trait) des principales espèces dans les strates côtières et profondes pour les années 2008 à 2010.

	Strates côtières[2]	Strates profondes[3]
Abondance		
Capelan	9998 ± 5461	126 ± 98
Hareng	14 ± 10	5 ± 3
Sébaste	6 ± 3	15 ± 2
Raie épineuse	12 ± 6	41 ± 11
Plie grise	10 ± 7	91 ± 14
Turbot	51 ± 49	406 ± 88
Morue	30 ± 23	3 ± 3
Myxine	0 ± 0	55 ± 28
Motelle à quatre barbillons	5 ± 2	43 ± 0
Crevette nordique	11130 ± 1990	1149 ± 329
Crevette ésope	7302 ± 1062	4 ± 4
Biomasse		
Capelan	155,5 ± 119,5	1,9 ± 1,4
Hareng	1,5 ± 1,8	0,9 ± 0,5
Sébaste	0,3 ± 0,4	1,1 ± 0,7
Raie épineuse	1,3 ± 0,2	16,8 ± 2,2
Plie grise	0,2 ± 0,1	7,7 ± 1,7
Turbot	6,9 ± 6,4	101,6 ± 3,2
Morue	6,8 ± 3,4	1,6 ± 1,4
Myxine	0,0 ± 0,1	4,4 ± 3,2
Motelle à quatre barbillons	0,2 ± 0,1	2,0 ± 0,4
Crevette nordique	65,0 ± 9,3	10,9 ± 4,5
Crevette ésope	23,6 ± 6,4	0,0 ± 0,0

[1] La durée de chalutage pour un trait standard est de 15 minutes, calculée à partir du contact du chalut avec le fond déterminé à l'aide d'un système hydroacoustique Scanmar (Bourdages *et al.* 2007). La vitesse de touage est fixée à trois nœuds.
[2] Profondeurs entre 49 et 179 m.
[3] Profondeurs entre 212 et 359 m.

Tableau 2.1.4-1. Espèces de mammifères marins présentes dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et estimation de leur abondance.

Espèce	Occupation	N	Indice d'abondance[1] (95 % CI)	Source
Béluga *Delphinapterus leucas*	Résident	~ 1,100 individus		Hammill *et al.* 2007
Marsouin commun *Phocoena phocoena*	Régulière		210 individus (29–1,527)	J.-F. Gosselin, données non publiées
Petit rorqual *Balaenoptera acutorostrata*	Régulière	~ 100 individus an^{-1}	38 individus (3–165)	Tscherter *et al.*, 2008 J.-F. Gosselin, données non publiées
Rorqual commun *Balaenoptera physalus*	Régulière		8 individus. (1–43)	J.-F. Gosselin, données non publiées
Rorqual bleu *Balaenoptera musculus*	Régulière	~ 40 individus an^{-1} (5–73 individus)	0 individus	Comtois *et al.* 2010 J.-F. Gosselin, données non publiées
Rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae*	Régulière		14 individus (0–29)	J.-F. Gosselin, données non publiées
Cachalot, *Physeter macrocephalus*	Occasionnelle			
Dauphin à flanc blanc *Lagenorhynchus acutus*	Occasionnelle			
Baleine noire *Eubalaena glacialis*	Rare			
Épaulard *Orcinus orca*	Rare			
Phoque commun *Phoca vitulina concolor*	Résident	~ 800 individus		Robillard *et al.*, 2005
Phoque gris *Halichoerus grypus*	Régulière		~ 700 individus	Robillard *et al.*, 2005
Phoque du Groenland *Pagophilus groenlandicus*	Régulière		Plusieurs milliers	Lavigueur *et al.*, 1993
Phoque à capuchon *Cystophora cristata*	Régulière		Dizaines ou centaines	Lavigueur *et al.*, 1993

[1]Non corrigé pour les animaux non détectés ou absents de la surface ou des sites d'échouerie au moment de l'inventaire

Tableau 2.1.4-2. Répartition des rorquals bleus photo-identifiés dans le Saint-Laurent de 1987 à 2007. Pour chaque région, le nombre total d'individus (T : Total) est réparti entre les animaux (C : Connus) et ceux vus pour la première fois (N : Nouveaux). Le total des observations par année fait la somme des individus observés dans chaque région et est donc plus élevé que le total des individus distincts photo-identifiés annuellement puisque les individus vus à plusieurs endroits durant une année y sont répétés. Adapté de Comtois et al. (2010). ESTU : estuaire maritime, SIPM : région de Sept-Îles à Pointe-des-Monts, GASP : péninsule gaspésienne, MING : Mingan, SANT : sud de l'Île d'Anticosti, NEGolfe : nord-est du golfe, et NFLD : Terre-Neuve.

Année	ESTU			MING			GASP			SIPM			NEgolfe			NFDL			Total des observations	Total des individus
	N	C	T	N	C	T	N	C	T	N	C	T	N	C	T	N	C	T		
1987	10	0	10	23	0	23	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	35	33
1988	10	2	12	5	5	10	0	0	0	37	0	37	1	0	1	0	0	0	60	49
1989	5	1	6	8	9	17	1	0	1	5	1	6	0	0	0	0	0	0	30	29
1990	30	6	36	10	11	21	0	0	0	12	1	13	0	0	0	0	0	0	70	60
1991	32	16	48	2	1	3	1	0	1	6	2	8	0	0	0	0	0	0	60	58
1992	8	30	38	17	6	23	7	0	7	0	0	0	0	0	0	2	0	2	70	65
1993	17	54	71	5	2	7	21	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	94
1994	20	52	72	2	1	3	2	3	5	16	5	21	0	0	0	0	0	0	101	96
1995	9	32	41	1	2	3	4	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	48
1996	10	28	38	5	2	7	2	4	6	7	6	13	0	0	0	0	0	0	64	60
1997	8	48	56	0	0	0	10	6	16	3	5	9	0	0	0	0	0	0	81	73
1998	3	12	15	0	2	2	1	2	3	1	2	3	0	0	0	0	0	0	23	23
1999	8	47	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55	55
2000	9	50	59	2	1	3	16	6	22	5	8	13	0	0	0	1	0	1	98	85
2001	16	58	74	10	1	11	1	0	1	2	1	3	0	0	0	0	0	0	89	87
2002	1	42	43	0	5	5	2	2	4	4	3	7	0	0	0	0	0	0	59	56
2003	3	33	36	0	1	1	6	2	8	3	1	4	0	0	0	0	0	0	49	43
2004	3	42	45	0	0	0	5	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55	50
2005	4	42	46	1	0	1	15	8	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	64
2006	3	23	26	3	1	4	29	29	58	8	4	12	0	0	0	0	0	0	100	88
2007	0	18	18	0	0	0	12	18	30	2	1	3	0	0	0	0	0	0	51	46

Tableau 2.1.4-3. Synthèse des observations de rorqual bleu dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 1987 et 2007 (21 années).

Mois	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	N[1]
Mai	2		0	2	1
Juin	1	1	0	4	8
Juillet	5	5	0	16	16
Août	22	14	1	48	21
Septembre	17	13	0	42	18
Octobre	7	8	0	25	14
Novembre					0
Décembre	2	2	1	4	3

[1]N d'année où au moins un rorqual bleu a été observé pour le mois considéré (par exemple, en août, 22 rorquals bleus sont observés en moyenne chaque année (n = 21) et au moins un rorqual bleu a été observé, le maximum étant 48).

Tableau 2.1.4-4. Période d'enregistrement de l'activité vocale des rorquals dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent de 2007 à 2009 pour les stations présentées à la figure 2.1.4-3.

Région	Début	Fin	Durée (jours)
Escoumins	2007-10-20	2008-06-16	230
	2008-07-31	2009-10-26	452
Baie-des-Sables	2008-10-17	2009-11-06	381
Manicouagan	2009-08-09	2009-11-02	85
Port-Cartier	2007-11-01	2007-12-10	38
Anticosti	2007-10-28	2007-12-09	42
	2008-10-27	2008-12-05	40

Tableau 3.2-1. Estimations acoustiques de la biomasse par strate pour Thysanoessa raschii *et* Meganyctiphanes norvegica *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en juin 2008.*

				Densité en biomasse									
				Krill arctique - *T. raschii*					Krill nordique - *M. norvegica*				
Nom de strate	N° de strate	Aire de la strate (km^2)	Nombre de transects	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.
1B-Pentecôte	2	1285.9	20	0.0555	71307	3.71E+08	19264.6	27.0	0.0541	69507	2.12E+08	14552.3	20.9
2A-Baie Comeau	3	1065.2	17	0.0342	36394	17600000	4192.4	11.5	0.0290	30880	36300000	6021.2	19.5
Total/Moyenne		2351.1	37	0.0458	**107700**	3.89E+08	19715.5	18.3	0.0427	**100386**	2.48E+08	15748.8	15.7

Tableau 3.2-2. Estimations acoustiques de la biomasse par strate pour Thysanoessa raschii *et* Meganyctiphanes norvegica *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en août 2008.*

				Densité en biomasse									
				Krill arctique - *T. raschii*					Krill nordique - *M. norvegica*				
Nom de strate	N° de strate	Aire de la strate (km^2)	Nombre de transects	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.
1A-Port Cartier	1	632.4	2	0.0483	30535	1.34E+08	11567.9	37.9	0.0144	9090	2100000	1448.3	15.9
1B-Pentecôte	2	973.2	8	0.0633	61642	72100000	8492.9	13.8	0.0199	19406	29400000	5424.4	28.0
2A-Baie Comeau	3	1065.2	11	0.0196	20866	58900000	7672.7	36.8	0.0285	30380	39000000	6243.7	20.6
2B-Forestville	4	512.5	6	0.0235	12028	20000000	4470.5	37.2	0.0151	7730	1990000	1411.4	18.3
4-Channel	8	903.1	4	0.0260	23453	1.03E+08	10134.7	43.2	0.0268	24165	1.35E+08	11626.2	48.1
5-Cap Chat	9	403.6	2	0.0042	1705	143000	378.1	22.2	0.0070	2842	2940	54.2	1.9
6-Mont Louis	10	548.0	4	0.0375	20576	28600000	5345.4	26.0	0.0182	9962	1530000	1236.0	12.4
7-R. au Renard	11	452.4	3	0.0091	4121	143000	377.6	9.2	0.0098	4417	467000	683.6	15.5
Total/Average		5490.3	40	0.0319	**174925**	4.16E+08	20405.2	11.7	0.0197	**107990**	2.1E+08	14479.8	13.4

Tableau 3.2-3. Estimations acoustiques de la biomasse par strate pour Thysanoessa raschii *et* Meganyctiphanes norvegica *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en juin 2009.*

				Densité en biomasse									
				Krill arctique - *T. raschii*					**Krill nordique - *M. norvegica***				
Nom de strate	N° de strate	Aire de la strate (km^2)	Nombre de transects	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V
1B-Pentecôte	2	973.2	5	0.0236	22961	11700000	3413.7	14.9	0.0712	69329	4.53E+08	21292.3	30.7
2A-Baie Comeau	3	1065.2	5	0.0564	60026	3.61E+08	18993.7	31.6	0.0243	25849	13900000	3727.2	14.4
2B-Forestville	4	512.5	3	0.0349	17879	1.36E+08	11681.3	65.3	0.0230	11780	5270000	2296.0	19.5
3A-Les Escoumins	6	807.1	5	0.0375	30247	4.04E+08	20102.1	66.5	0.0552	44528	2.75E+08	16579.9	37.2
4-Channel	8	903.5	2	0.0078	7037	3850000	1962.6	27.9	0.0163	14699	10600000	3262.9	22.2
5-Cap Chat	9	403.6	3	0.0027	1082	172000	414.8	38.3	0.0498	20088	40200000	6338.9	31.6
6-Mont Louis	10	548.0	3	0.0556	30485	20300000	4503.2	14.8	0.0310	17001	32000000	5660.2	33.3
7-R. au Renard	11	452.4	3	0.0109	4937	1610000	1267.3	25.7	0.0141	6383	245000	494.7	7.7
8A-Gaspé	12	2604.8	3	0.0232	60547	7.26E+08	26952.0	44.5	0.0075	19646	11000000	3310.6	16.9
9-Honguedo	13	4625.3	2	0.0029	13576	11100000	3336.4	24.6	0.0034	15494	18600000	4309.5	27.8
10A-Anticosti	14	1069.9	2	0.0003	322	40300	200.7	62.3	0.0016	1670	58500	241.8	14.5
Total/Average		13965.4	36	0.0178	**249098**	1.68E+09	40944.5	16.4	0.0176	**246468**	8.6E+08	29327.8	11.9

Tableau 3.2-4. Estimations acoustiques de la biomasse par strate pour Thysanoessa raschii *et* Meganyctiphanes norvegica *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en août 2009.*

				Densité en biomasse									
				Krill arctique - *T. raschii*					Krill nordique - *M. norvegica*				
Nom de strate	N° de strate	Aire de la strate (km^2)	Nombre de transects	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.	Moyenne (kg/m^2)	Total (t/strate)	Variance	Écart-type	C.V.
1A-Port Cartier	1	632.7	3	0.0762	48233	1.09E+08	10455.4	21.7	0.0100	6350	7890000	2808.3	44.2
1B-Pentecôte	2	973.2	6	0.1303	126786	4.03E+08	20075.4	15.8	0.0363	35317	76900000	8771.1	24.8
2A-Baie Comeau	3	1065.2	6	0.0065	6975	4370000	2089.4	30.0	0.0128	13633	28300000	5316.7	39.0
2B-Forestville	4	512.5	4	0.0149	7652	14300000	3786.2	49.5	0.0118	6040	5580000	2362.4	39.1
2C-Estuaire-Matane	5	4718.7	4	0.0095	45018	3.26E+08	18045.9	40.1	0.0107	50477	2E+08	14148.4	28.0
3A-Les Escoumins	6	807.1	4	0.0143	11503	27400000	5237.2	45.5	0.0275	22233	61600000	7846.7	35.3
3B-Rive Sud	7	438.5	4	0.0003	135	585	24.2	17.9	0.0006	247	4930	70.2	28.5
4-Channel	8	903.5	2	0.0001	74	1310	36.2	48.6	0.0081	7304	7660000	2768.5	37.9
5-Cap Chat	9	403.6	5	0.0130	5252	10700000	3264.5	62.2	0.0221	8938	2000000	1413.2	15.8
6-Mont Louis	10	548.0	6	0.0121	6614	19600000	4427.6	66.9	0.0104	5703	4900000	2213.2	38.8
7-R. au Renard	11	452.4	5	0.0521	23579	1.32E+08	11487.1	48.7	0.0193	8723	6850000	2616.9	30.0
8AA-Gaspé	12	1878.5	3	0.1554	291950	2.24E+09	47298.8	16.2	0.0708	132961	2.7E+08	16427.6	12.4
9A-Honguedo	13	1386.3	3	0.0003	400	13800	117.3	29.4	0.0162	22461	44400000	6659.6	29.6
10A-Anticosti	14	1069.9	6	0.0005	536	58900	242.6	45.3	0.0200	21415	5100000	2258.1	10.5
10B-Banc Parent	15	1365.9	5	0.0047	6375	13000000	3607.3	56.6	0.0259	35414	17100000	4139.1	11.7
10C-Sept-Iles	16	920.4	3	0.0231	21275	17100000	4138.7	19.5	0.0208	19148	76500000	8748.6	45.7
Total/Average		18076.3	69	0.0333	**602357**	3.31E+09	57565	9.6	0.0219	**396364**	8.15E+08	28544.9	7.2

Tableau 3.2-5. Densité de la biomasse acoustique moyenne (g m^{-2}) de Thysanoessa raschii, Meganyctiphanes norvegica *et la classe mixte par strate pour chacun des habitats du plateau (10-100 m), du talus (100-180 m) et du chenal (> 180 m) dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en juin (A) et août 2009 (B).*

A. Juin 2009

Espèce	Habitat	Strate										Moyenne	
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8A	Rive N	Rive S
T. raschii	Plateau	-	15,6	6,6	6,2	1,1	156,2	39,5	85,0	46,6	109,0	8.9	103.5
	Talus	-	39,1	87,1	59,6	141,1	94,3	4,6	127,0	21,9	48,3	73.0	58.4
	Chenal	-	6,1	26,9	0,0	51,2	12,0	0,6	3,2	4,5	2,7	23.3	9.4
M. norvegica	Plateau	-	15,2	3,4	8,5	2,8	5,9	37,8	10,0	4,7	8,1	8.4	9.5
	Talus	-	190,9	79,9	89,6	63,2	63,0	118,1	84,4	33,7	28,2	114.0	45.3
	Chenal	-	65,1	61,7	0,0	46,8	44,5	42,5	44,1	22,6	27,0	32.2	43.3
Mixte	Plateau	-	6,6	1,9	2,5	1,3	12,0	11,6	6,4	4,2	10,0	3.5	9.5
	Talus	-	12,1	5,2	8,3	8,6	9,1	2,3	4,8	6,2	7,9	8.3	7.3
	Chenal	-	2,7	3,0	0,0	8,8	3,1	0,8	2,2	2,0	1,5	4.1	2.6

B. Août 2009

Espèce	Habitat	Strate										Moyenne	
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8A	Rive N	Rive S
T. raschii	Plateau	3,4	4,5	2,3	1,0	0,0	125,6	28,0	0,6	5,5	76,9	2.6	63.7
	Talus	150,3	395,1	14,9	35,7	2,1	53,4	19,2	24,0	198,4	230,3	137.4	162.5
	Chenal	1,0	49,7	7,2	0,0	16,8	5,3	0,1	2,4	6,8	7,2	13.2	4.4
M. norvegica	Plateau	4,9	5,5	1,3	2,7	0,2	14,6	10,7	3,5	9,7	10,9	3.2	10.7
	Talus	47,1	129,7	15,9	24,2	14,1	24,2	43,0	21,5	42,2	98,3	51.1	71.0
	Chenal	19,3	80,0	22,7	0,0	39,3	9,3	15,6	9,8	15,6	50,5	27.4	11.3
Mixte	Plateau	0,6	0,8	0,3	0,5	0,1	10,3	4,7	1,6	3,7	4,8	0.5	5.7
	Talus	12,6	54,7	2,1	5,0	1,1	6,0	3,6	3,6	38,8	51,4	17.4	34.7
	Chenal	0,9	15,3	0,8	0,0	3,0	0,9	0,5	1,0	2,0	14,0	3.1	1.1

Tableau 3.2-6. Densité de biomasse acoustique moyenne (g m^{-3}) de Thysanoessa raschii, *et* Meganyctiphanes norvegica *par strate pour chacun des habitats du plateau (10-100 m), du talus (100-180 m) et du chenal (> 180 m) dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent en juin 2008 (A), août 2008 (B), juin 2009 (C) et août 2009 (D).*

A. Juin 2008

Espèce	Habitat	Strate									
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8A
T. raschii	Plateau	1,5	4,2	3,2	-	-	0,2	-	-	-	-
	Talus	0,7	3,2	1,0	-	-	0,6	-	-	-	-
	Chenal	0,1	1,4	1,0	-	-	0,4	-	-	-	-
M. norvegica	Plateau	0,2	0,2	0,1	-	-	0,6	-	-	-	-
	Talus	0,7	12,1	1,2	-	-	0,7	-	-	-	-
	Chenal	0,2	4,5	2,7	-	-	0,4	-	-	-	-

B. Août 2008

Espèce	Habitat	Strate									
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8A
T. raschii	Plateau	3,5	0,1	0,4	1,8	-	1,3	0,1	11,1	0,9	-
	Talus	2,8	3,1	0,7	0,6	-	1,1	0,7	4,0	0,5	-
	Chenal	1,0	1,1	0,2		-	0,1	0,1	0,2	0,3	-
M. norvegica	Plateau	0,3	0,0	0,2	1,3	-	0,3	2,7	0,6	0,3	-
	Talus	3,0	1,2	1,5	0,4	-	0,7	0,4	0,9	0,5	-
	Chenal	1,5	3,6	0,6		-	0,5	0,4	0,4	0,5	-

C. Juin 2009

Espèce	Habitat	Strate									
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8A
T. raschii	Plateau	-	1,5	0,9	1,2	0,2	15,8	2,1	9,4	5,1	10,6
	Talus	-	1,3	4,4	3,9	7,2	8,9	0,4	6,5	0,8	1,5
	Chenal	-	0,1	1,8		1,5	0,4	0,1	0,2	0,2	0,2
M. norvegica	Plateau	-	1,4	0,3	1,0	0,3	0,3	3,0	0,4	0,2	0,5
	Talus	-	8,5	1,7	2,2	1,6	2,7	2,8	1,7	0,6	1,4
	Chenal	-	2,2	1,8		0,6	1,2	0,8	0,9	0,3	0,9

D. Août 2009

Espèce	Habitat	Strate									
		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST3A	ST2C	ST5	ST6	ST7	ST8AA
T. raschii	Plateau	0,4	0,6	0,4	0,1	0,0	9,0	1,5	0,1	0,9	10,8
	Talus	5,9	9,3	0,6	1,2	0,1	2,4	1,4	1,3	5,1	6,4
	Chenal	0,1	1,2	0,6	0,0	0,6	0,1	0,0	0,2	0,2	0,4
M. norvegica	Plateau	0,8	0,3	0,1	0,1	0,0	0,8	1,0	0,3	0,5	0,6
	Talus	1,8	5,9	0,3	0,5	0,3	0,9	1,2	0,6	1,0	3,0
	Chenal	0,6	3,6	0,6	0,0	0,5	0,2	0,4	0,2	0,3	1,6

Tableau 4.1.2.1-1. Observations des rorquals par espèce, strate et habitat (plateau, talus et chenal) dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent au cours du relevé acoustique d'août 2009 avec les estimations de la densité de chaque espèce (les nombres/l'aire).

Espèce	Habitat	Strate																Est.	noGSL
		Côte-Nord	←		Estuaire			→	Chenal	Courant	Gaspé	←	Gaspé	→	←	Anticosti	→		
Strate		ST1A	ST1B	ST2A	ST2B	ST2C	ST3A	ST3B	ST4	ST5	ST6	ST7	ST8AA	ST9	ST10A	ST10B	ST10C		
Aire (km^2)		633	973	1065	513	4719	807	439	904	404	548	452	1879	1386	1070	1366	920	7542	10534
Rorqual bleu	Plateau											4						0	4
	Talus				1							4						1	4
	Chenal						1					2						1	2
	Sous-Total				1		1					10						2	10
Densité (n/km^2)		0	0	0	0.0020	0	0.0012	0	0	0	0	0.0221	0	0	0	0	0	0.0003	0.0009
Rorqual	Plateau					5						1	1					5	2
commun	Talus		3			1				1		3	4			4		1	15
	Chenal		1			1	3											4	1
	Sous-Total		4			7	3			1		4	5			4		10	18
Densité (n/km^2)		0	0.0041	0	0	0.0015	0.0037	0	0	0.0025	0	0.0088	0.0027	0	0	0.0029	0	0.0013	0.0017
Rorqual	Plateau											1						0	1
à bosse	Talus												1		1	2		0	4
	Sous-Total											1	1		1	2		0	5
Densité (n/km^2)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0022	0.0005	0	0.0009	0.0015	0	0	0.0005
Petit rorqual	Plateau			4			2			1						1		6	2
	Talus									2	1	1	1			13		0	18
	Chenal					2	2							1				4	1
	Sous-Total			4		2	4			3	1	1	1	1		14		10	21
Densité (n/km^2)		0	0	0.0038	0	0.0004	0.0050	0	0	0.0074	0.0018	0.0022	0.0005	0.0007	0	0.0102	0	0.0013	0.0020
Grande baleine	Plateau		1			2						5						2	6
non-identifiée	Talus		10		1	2					2	8	4		1	3	2	3	30
	Chenal					3						4		4				3	8
	Sous-Total		11		1	7					2	17	4	4	1	3	2	8	44
Densité (n/km^2)		0	0.0113	0	0.0020	0.0015	0	0	0	0	0.0036	0.0376	0.0021	0.0029	0.0009	0.0022	0.0022	0.0011	0.0042
Total		0	15	4	2	16	8	0	0	4	3	33	11	5	2	23	2	30	98

Tableau 4.1.2.1-2. Résumé des différents types d'associations d'espèces entre les cétacés prédateurs et les proies pélagiques (Thysanoessa raschii, Meganyctiphanes norvegica et les poissons pélagiques à vessie natatoire). Types d'association de proie : 1) une association forte avec un noyau dense de l'agrégation, 2) une attirance pour les noyaux denses de l'agrégation mais des associations plus fortes avec la zone tampon à 3 km, 3) des associations avec les zones tampons à 6 ou 9 km, et 4) aucune association. Les blocs de couleurs correspondent aux associations attendues (vert = principale; jaune = secondaire) selon nos connaissances de la diète.

Proie	Type de prédateur	Espèce de prédateur	N	Type d'association de proie			
				1	2	3	4
T. raschii	Mysticète	Rorqual bleu	10		X		
		Rorqual commun	27	X			
		Rorqual à bosse	6		X		
		Petit rorqual	32				X
		Rorqual spp.	62	X			
	Odontocète	Dauphin à flancs blancs	53				X
		Marsouin commun	160				X
		Béluga	13				X
		Dauphin spp.	62	x			
M. norvegica	Mysticète	Rorqual bleu	10				X
		Rorqual commun	27			X	
		Rorqual à bosse	6				X
		Petit rorqual	32				X
		Rorqual spp.	62			X	
	Odontocète	Dauphin à flancs blancs	53				X
		Marsouin commun	160				X
		Béluga	13				X
		Dauphin spp.	62			x	
Poissons pélagiques	Mysticète	Rorqual bleu	10			X	
		Rorqual commun	27		X		
		Rorqual à bosse	6				X
		Petit rorqual	32			X	
		Rorqual spp.	62		X		
	Odontocète	Dauphin à flancs blancs	53		X		
		Marsouin commun	160			x	
		Béluga	13				X
		Dauphin spp.	62	x	X		

Tableau 5.3.4-1. Catégories de signes d'activités anthropiques associées à des événements d'échouages vivants et morts par espèce de mammifères marins, de 1994 à 2008 au Québec, Canada.

Espèce	Catégories de signes anthropiques										Total des évènements	
	Prise accidentelle		Par balle		Collision avec un navire		Blessure sévère		Autre			
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Grands cétacés												
Balaenoptera acutorostrata	39	42,4			8	22,2					47	24,5
Balaenoptera physalus	3	3,3			8	22,2					11	5,7
Balaenoptera musculus	2	2,2									2	1,0
Megaptera novaeangliae	12	13,0							1	4,2	13	6,8
Eubalaena glacialis	3	3,3									3	1,6
Physeter macrocephalus					1	2,8					1	0,5
Sous-total	59	64,1			17	47,2			1	4,2	77	40,1
Petits cétacés												
Phocoena phocoena	5	5,4	1	3,2	5	13,9	1	11,1	16	66,7	28	14,6
Delphinapterus leucas	3	3,3			8	22,2					11	5,7
Lagenorhynchus acutus							1	11,1			1	0,5
Sous-total	8	8,7	1	3,2	13	36,1	2	22,2	16	66,7	40	20,8
Cétacés non-identifiés	11	12,0			3	8,3					14	7,3
Sous-total cétacés	78	84,8	1	3,2	33	91,7	2	5,6	17	70,8	131	68,2
Phoques												
Phoca vitulina	6	6,5	8	25,8			2	22,2	1	4,2	17	8,9
Halichoerus grypus	3	3,3	8	25,8	1	2,8					12	6,3
Phoca groenlandica			5	16,1	1	2,8	2	22,2	1	4,2	9	4,7
Cystophora cristata	1	1,1	1	3,2	1	2,8	1	11,1	1	4,2	5	2,6
Phoques non-identifiés	4	4,3	8	25,8			2	22,2	4	16,7	18	9,4
Sous-total	14	15,2	30	96,8	3	8,3	7	77,8	7	29,2	61	31,8
Total	92	47,9	31	16,1	36	18,8	9	4,7	24	12,5	192	100

FIGURES

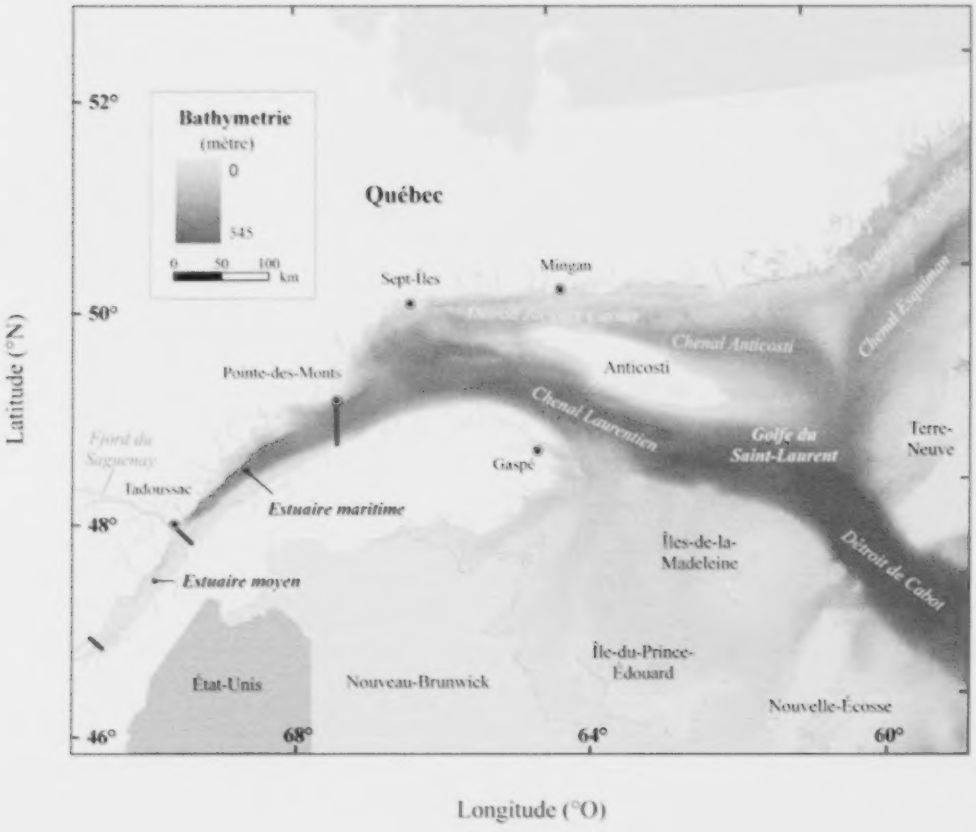


Figure 1.1-1. Carte du système du Saint-Laurent (estuaire et golfe) avec ses différentes parties (l'estuaire moyen et l'estuaire maritime).

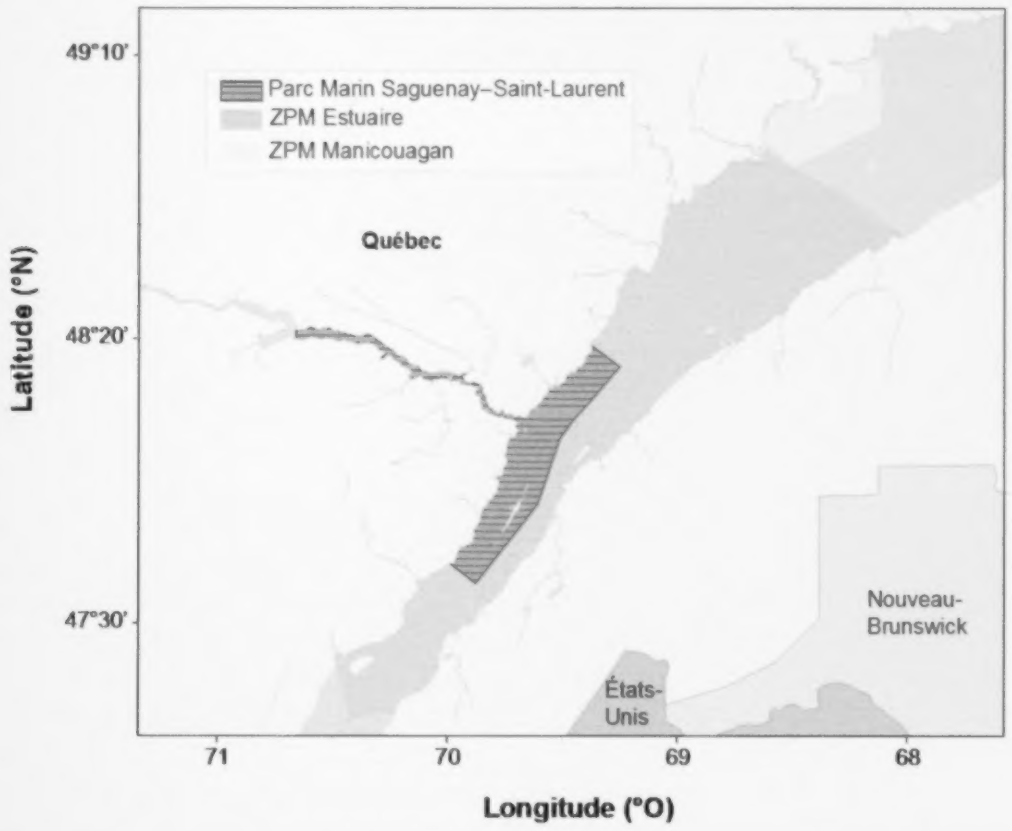


Figure 1.4-1. Localisation du Parc marin Saguenay–Saint-Laurent et des zones de protection marine (ZPM) de Manicouagan et de l'estuaire proposées dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

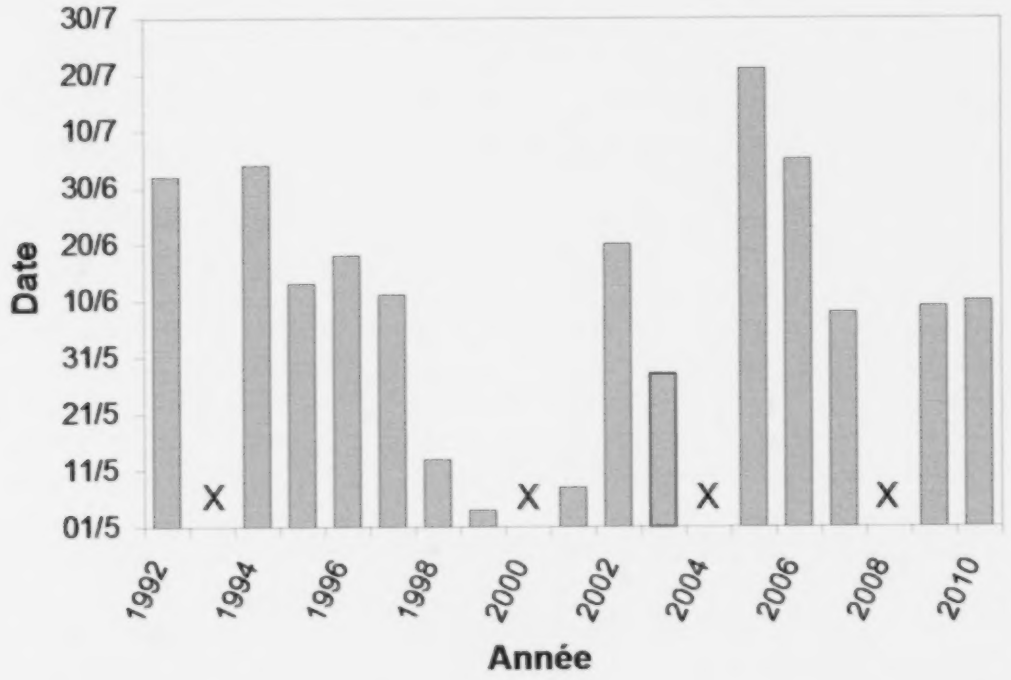


Figure 2.1.1.1-1. Variation interannuelle du début de la floraison printanière du phytoplancton dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent observées depuis 1992. Les croix indiquent les années pendant lesquelles aucune floraison majeure n'a eu lieu. ***X*** *: pas d'observation.*

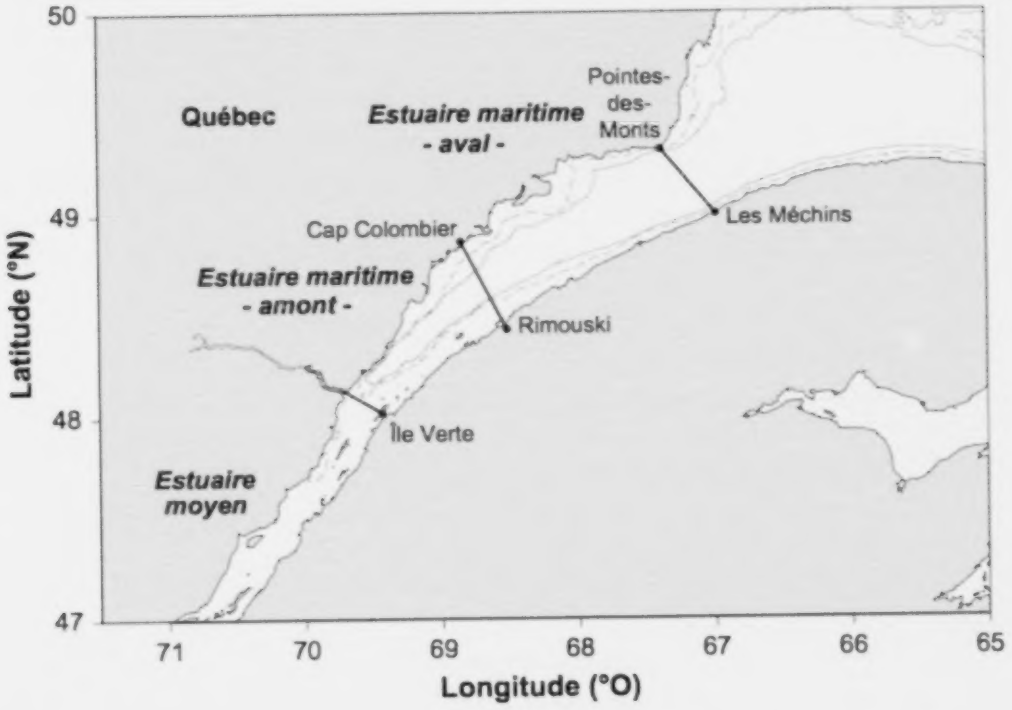


Figure 2.1.2.3-1. Carte de l'estuaire du Saint-Laurent montrant les trois secteurs (estuaire moyen, estuaire maritime amont et estuaire maritime aval) tel que présenté dans Jacquaz et al. (1977).

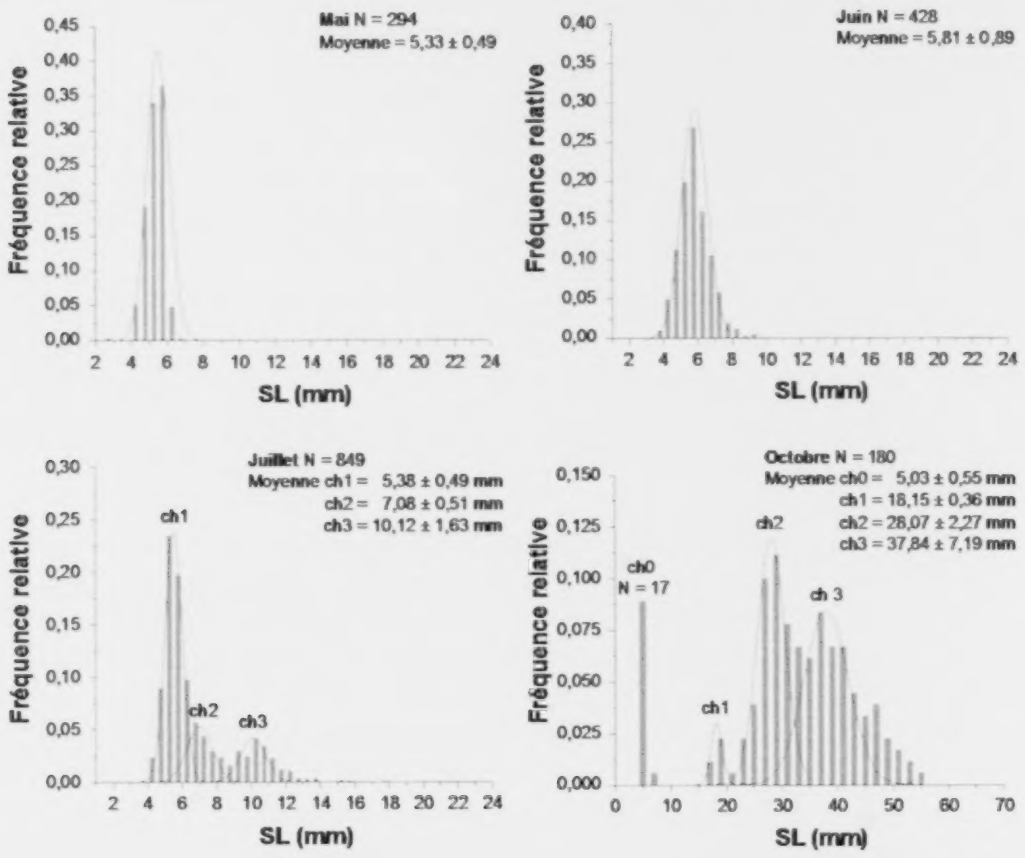


Figure 2.1.2.3-2. Histogramme de fréquences de taille des différentes cohortes de larves de capelan retrouvées au cours des échantillonnages de mai, juin, juillet et octobre 2009 dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Plusieurs cohortes ont été observées en juillet et en octobre 2009 (ch = cohorte).

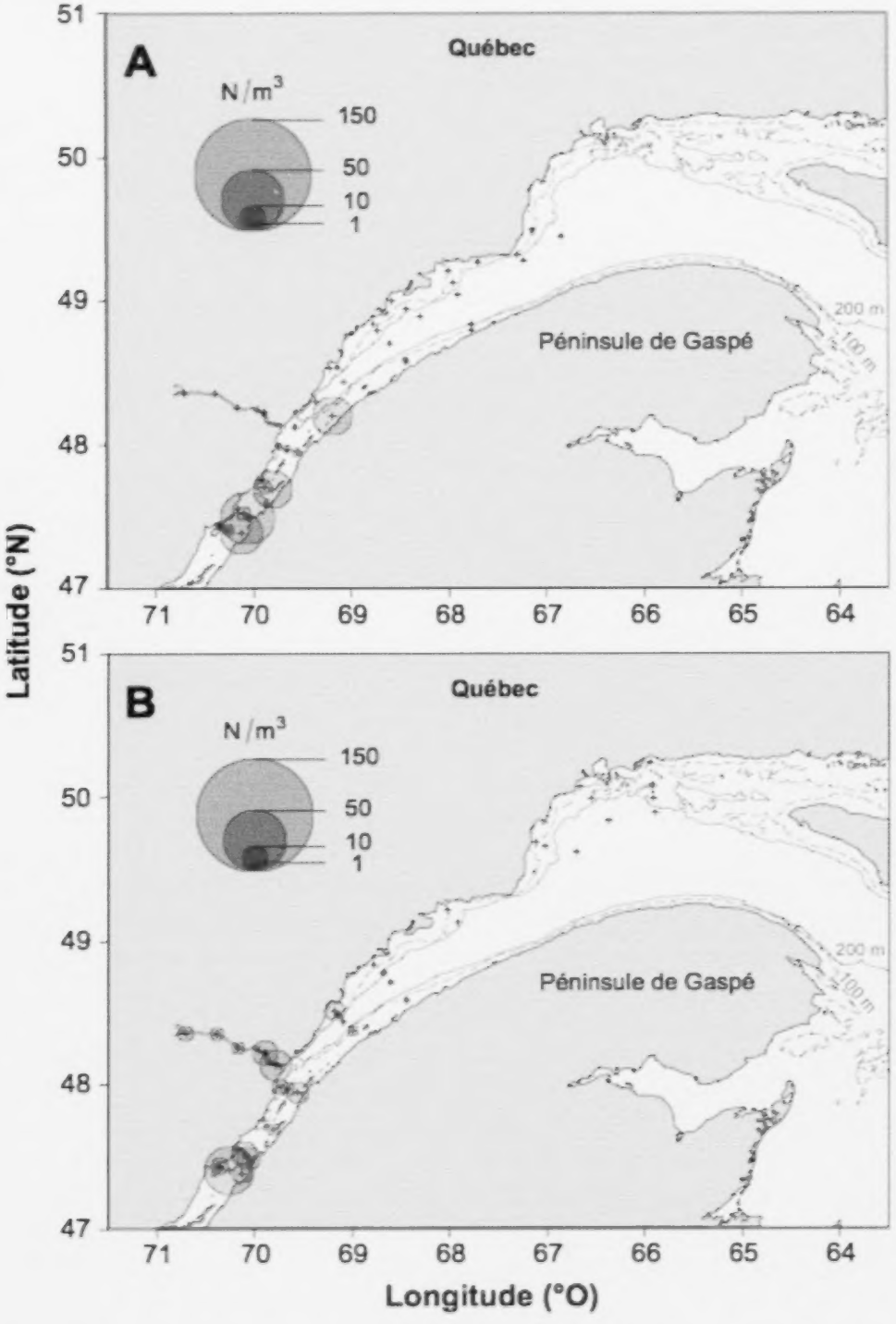


Figure 2.1.2.3-3. Distribution des larves de capelan échantillonnées en mai (A) et juin (B) 2009 dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

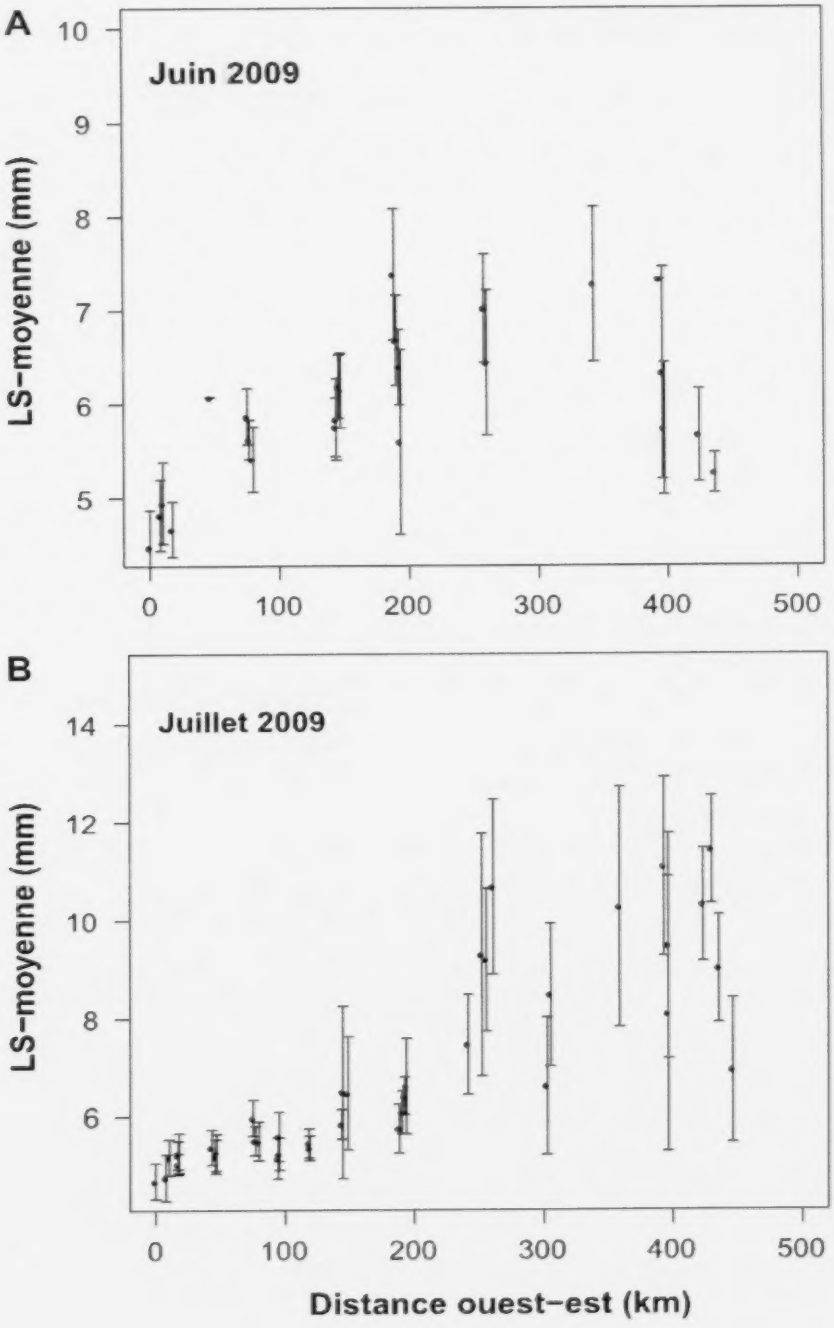


Figure 2.1.2.3-4. Longueur standard (LS) moyenne (± 1 écart-type) des larves de capelan en fonction de la distance de la station échantillonnée; de la station la plus à l'ouest dans l'estuaire moyen à la plus à l'est dans le nord-ouest du golfe (voir figures 2.1.2.2-2 et 2.1.2.2-3) en juin (A) et en juillet (B) 2009.

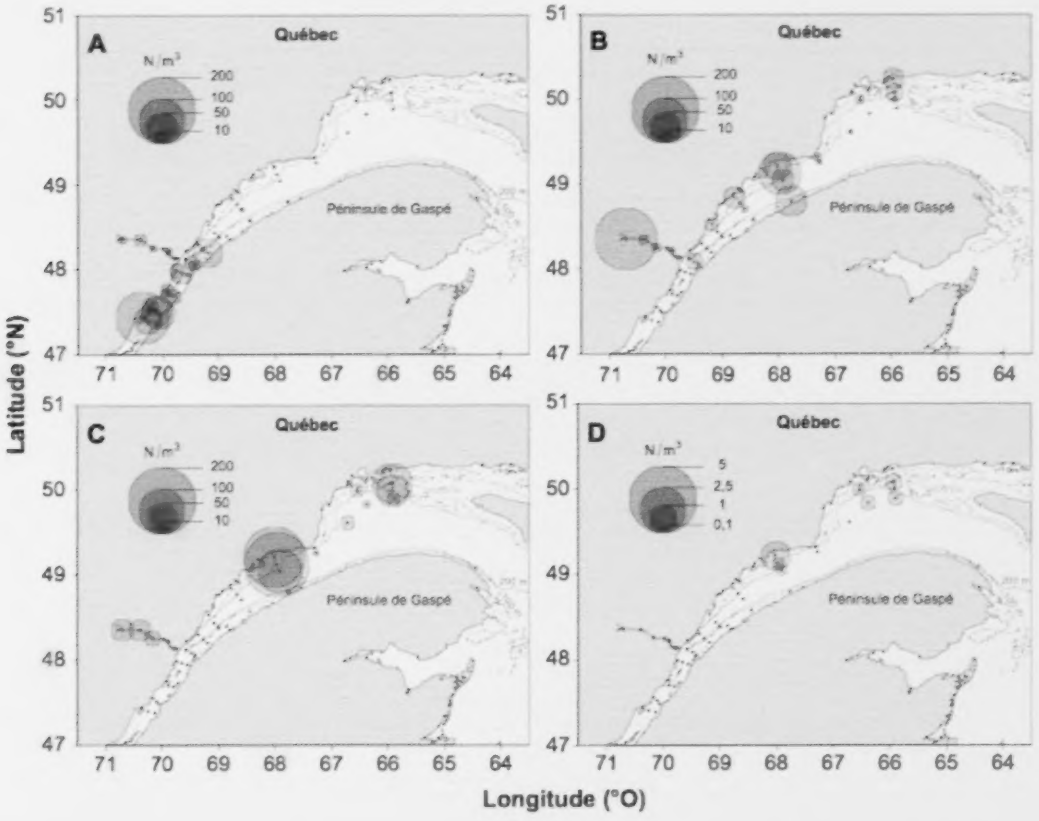


Figure 2.1.2.3-5. Distribution des différentes cohortes de larves de capelan identifiées par l'analyse modale sur les échantillons de juillet 2009 dans l'EMSL. Cohorte 1 : 5,38 ± 0,49 mm (A), cohorte 2 : 7,08 ± 0,51 mm (B), cohorte 3 : 10,12 ± 1,63 mm (C), cohorte 4 : > 13,3 mm (D).

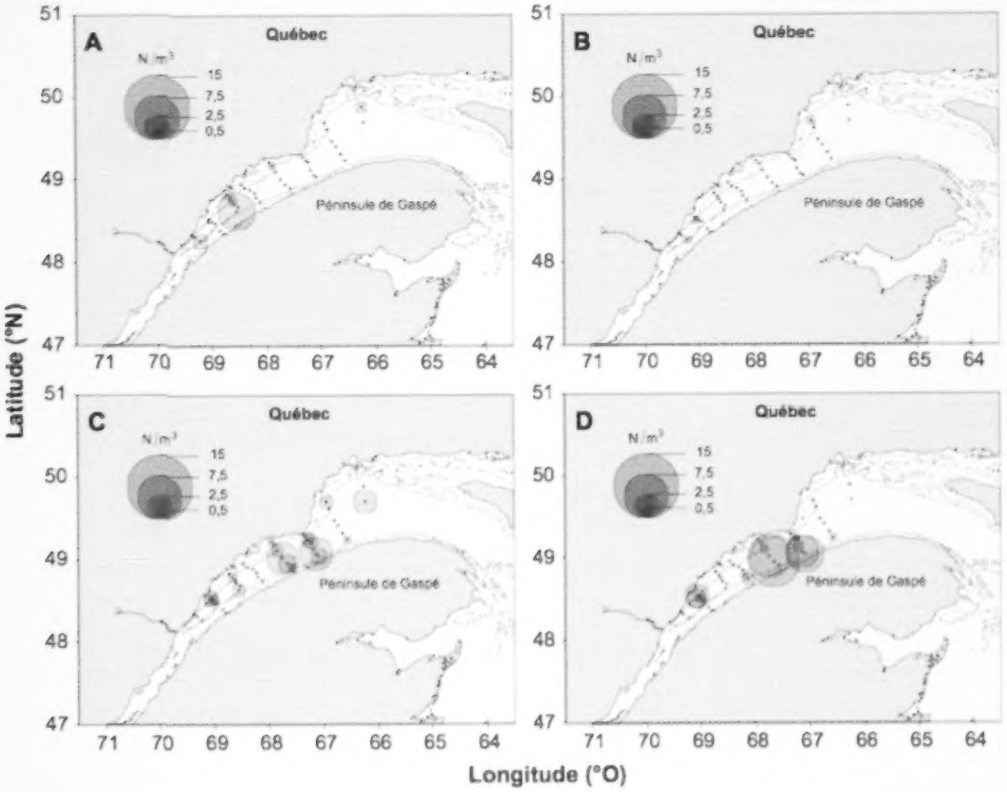


Figure 2.1.2.3-6. Distribution des différentes cohortes de larves de capelan identifiées par l'analyse modale sur les échantillons d'octobre 2009 dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe. Cohorte 0 : 5,03 ± 0,55 mm (A), cohorte 1 : 18,15 ± 0,36 mm (B), cohorte 2 : 28,07 ± 2,27 mm (C), cohorte 3 : 37,84 ± 7,19 mm (D).

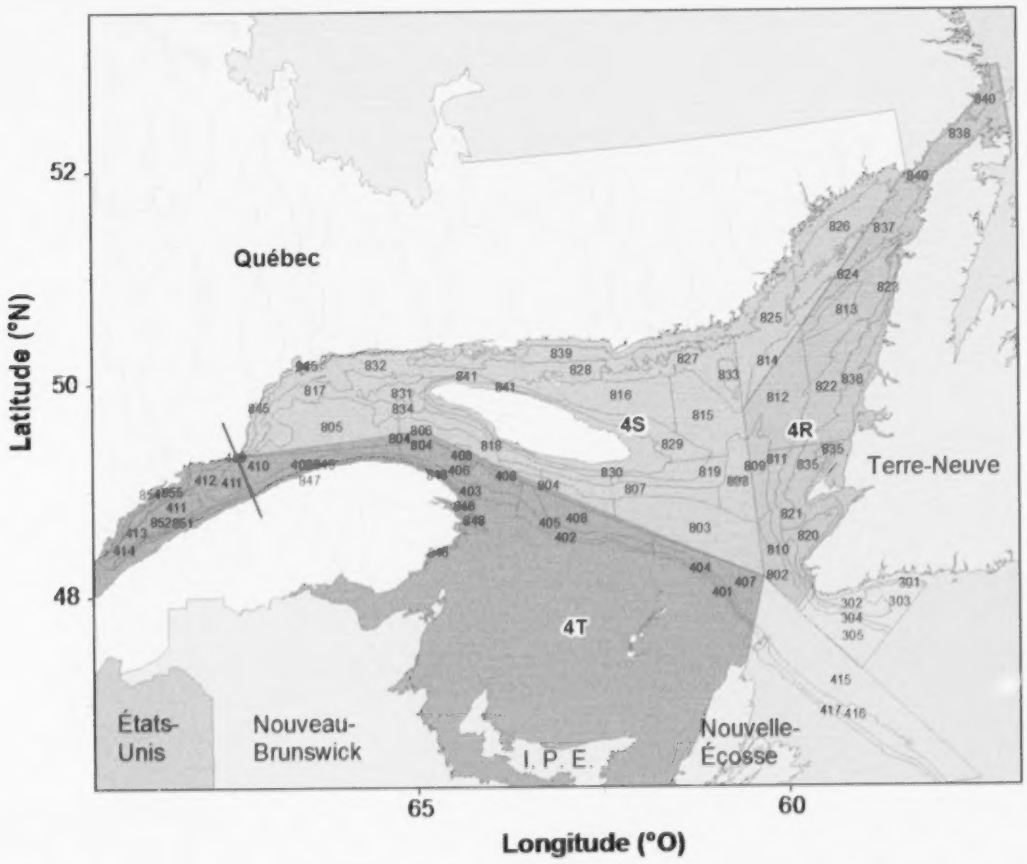


Figure 2.1.3-1. Aire d'échantillonnage des relevés multidisciplinaires au chalut de fond : EMSL (à gauche de la ligne rouge), partie profonde de la division 4T de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et les divisions 4RS de l'OPANO. Le schéma de stratification utilisé pour les missions de recherche sur les poissons de fond et la crevette est également montré.

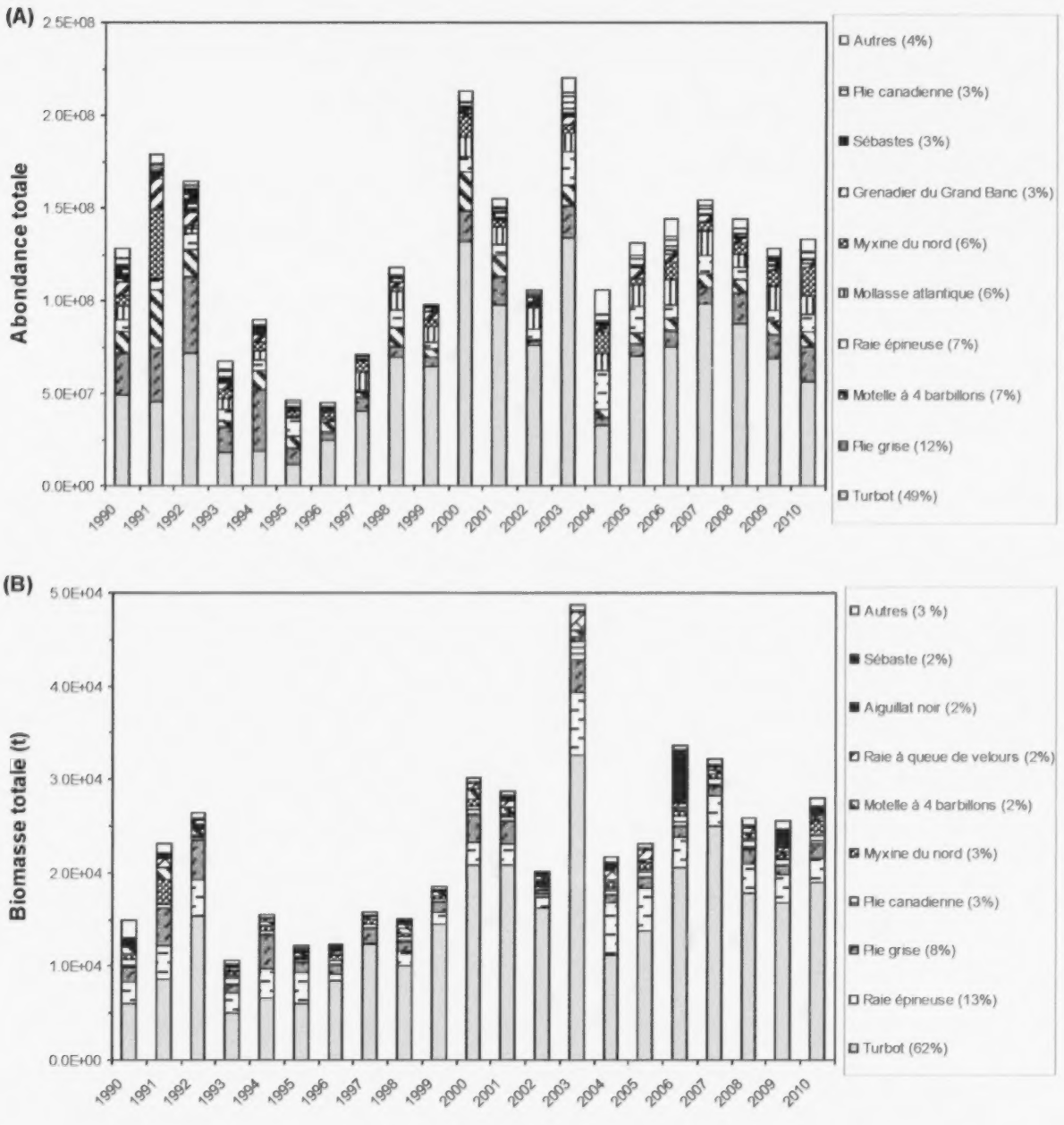


Figure 2.1.3-2. Abondance totale (A) et biomasse totale (B) des principaux poissons démersaux dans l'estuaire maritime (strates profondes uniquement). Les contributions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses.

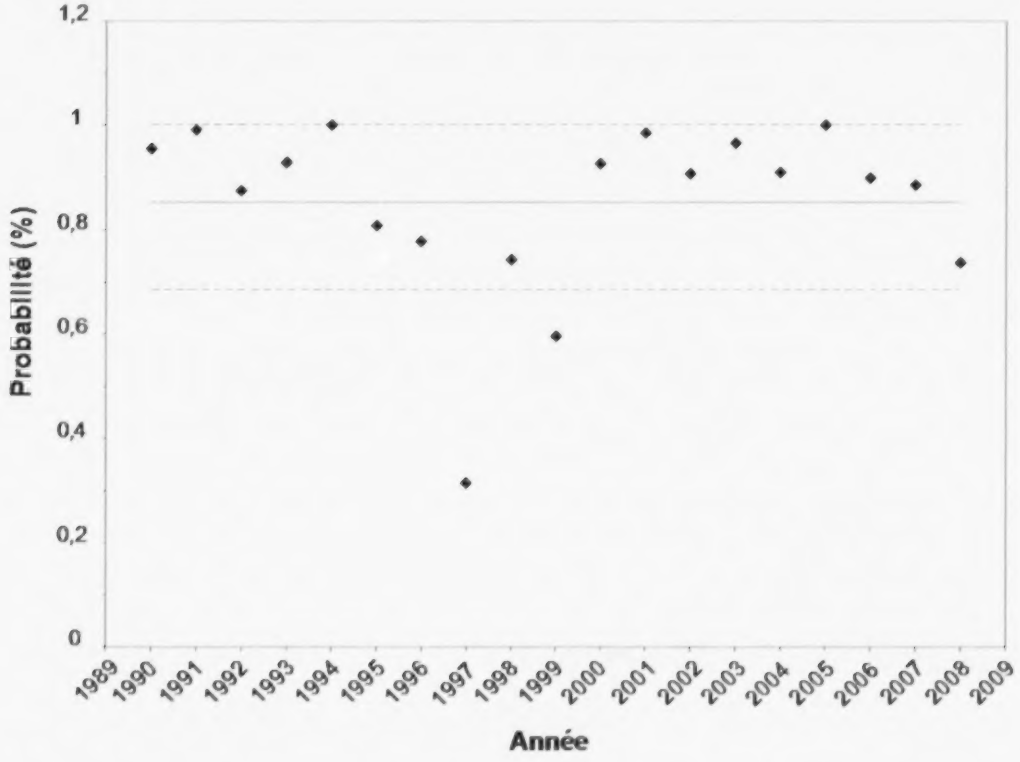


Figure 2.1.3-3. Probabilités moyennes de retrouver du capelan pour l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Les lignes horizontales représentent la moyenne des années 1990 à 2008 et l'écart-type associé.

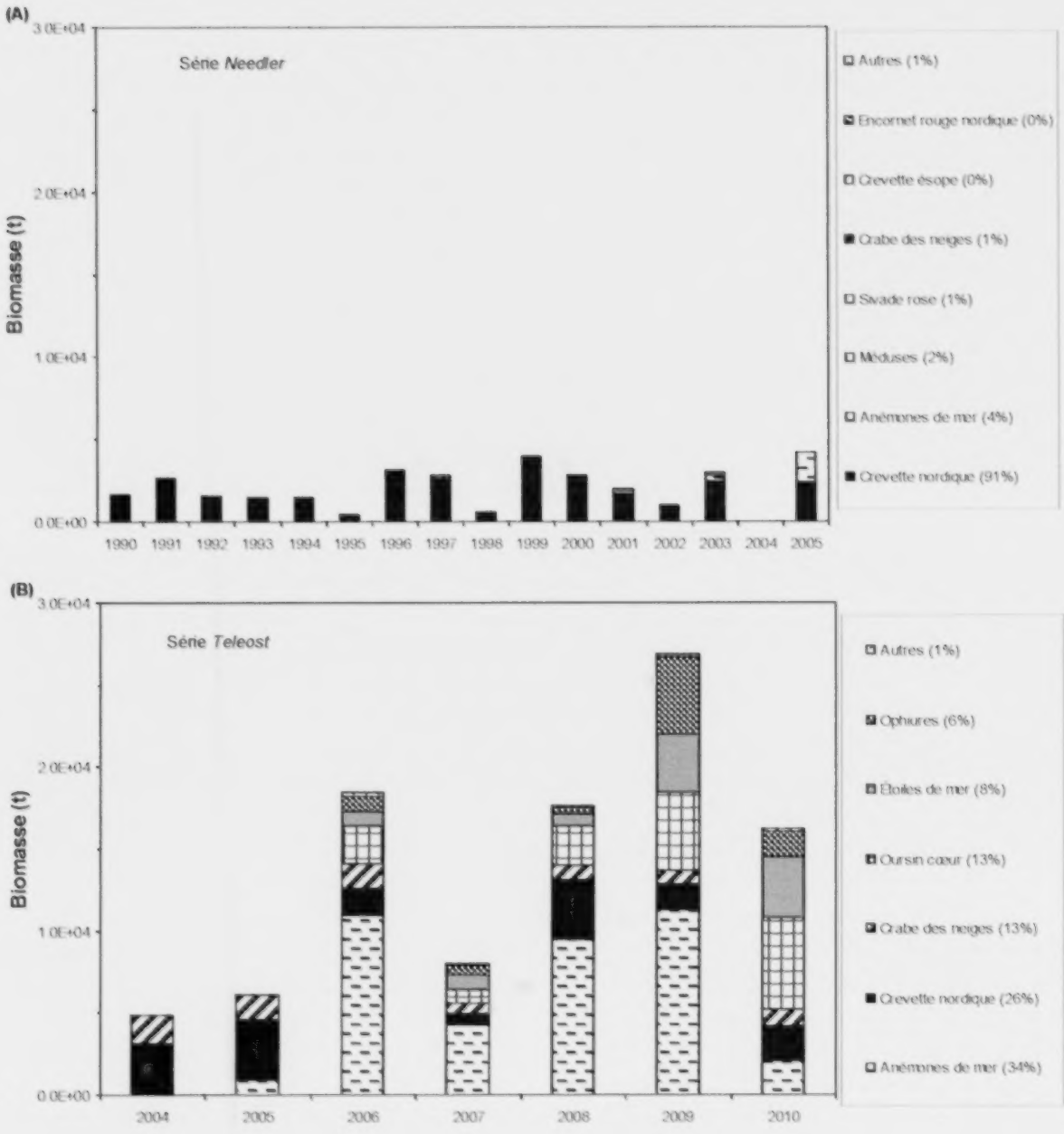


Figure 2.1.3-4. Biomasse totale des principales espèces de macroinvertébrés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (strates profondes uniquement) pour la série du Needler couvrant les années 1990 à 2005 (A) et la série du Teleost couvrant les années 2004 à 2010 (B). Les contributions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses. Le relevé du Needler est incomplet en 2004. Depuis 2006, le monitorage de la macrofaune épibenthique avec une identification taxonomique plus poussée a été implanté dans les relevés annuels estivaux.

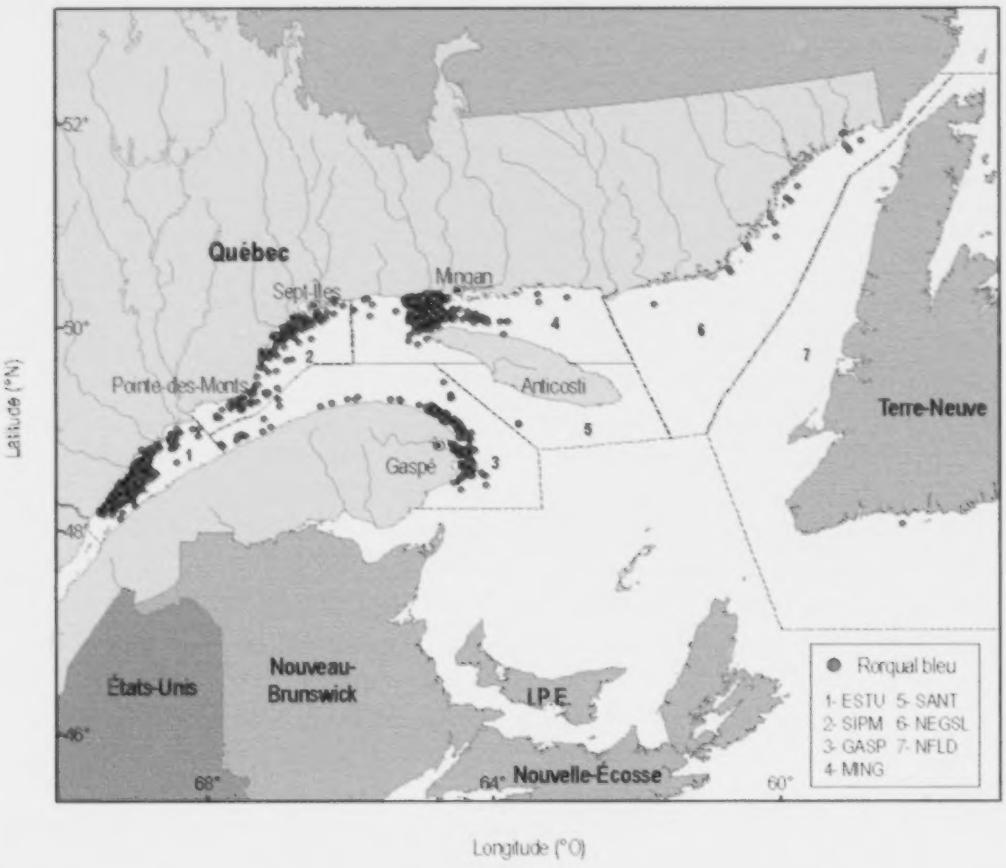


Figure 2.1.4-1. Répartition des observations de rorquals dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent entre 1979 et 2008, selon les données de Mingan Island Cetacean Study (MICS). ESTU : estuaire maritime, SIPM : région de Sept-Îles à Pointe-des-Monts, GASP : péninsule gaspésienne, MING : Mingan, SANT : sud de l'Île d'Anticosti, NEGolfe : nord-est du golfe, et NFLD : Terre-Neuve. Les points correspondent à la première observation journalière de chaque individu identifié au cours de la série temporelle concernée. Ainsi, plusieurs points peuvent correspondre à un même individu. (Figure adaptée de Comtois et al. 2010).

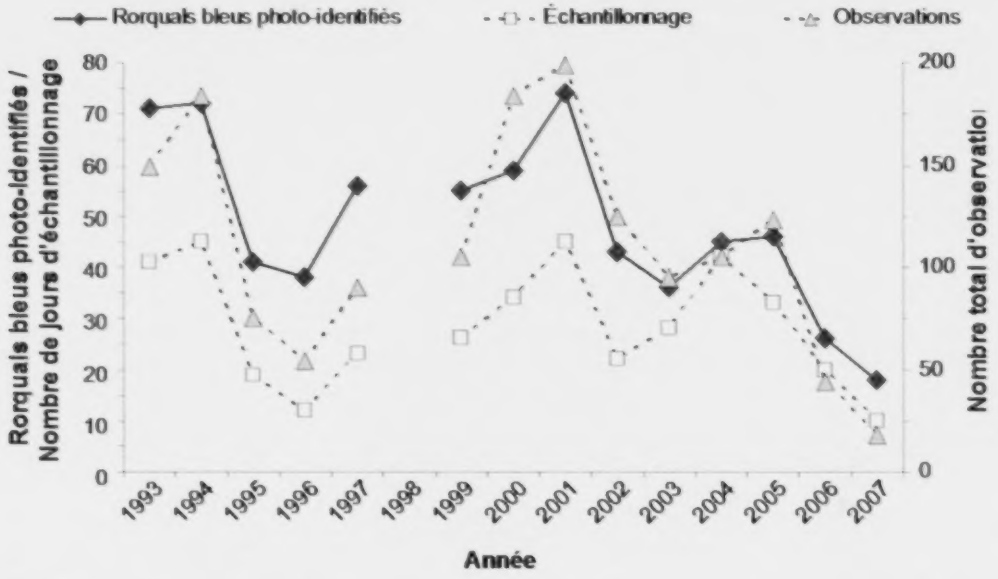


Figure 2.1.4-2. Évolution de l'effort d'échantillonnage et du nombre de rorquals bleus ayant visité l'estuaire maritime du Saint-Laurent pour la période 1987−2006 (2007, données non complètes au moment de l'analyse). Le nombre total d'observations par année est également présenté (Figure adaptée de Comtois et al. 2010).

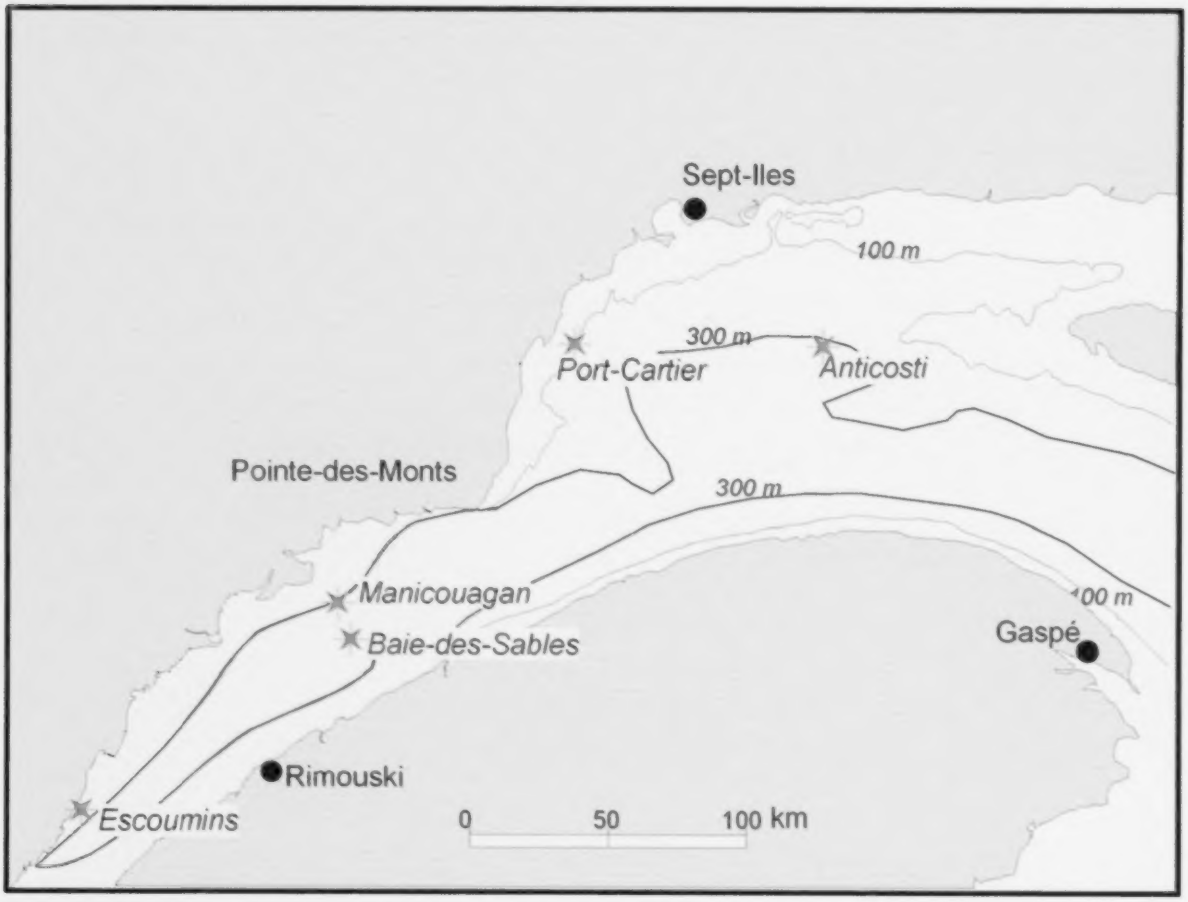


Figure 2.1.4-3. Localisation des cinq stations d'enregistrement des vocalisations de rorquals pour la période de 2007 à 2009.

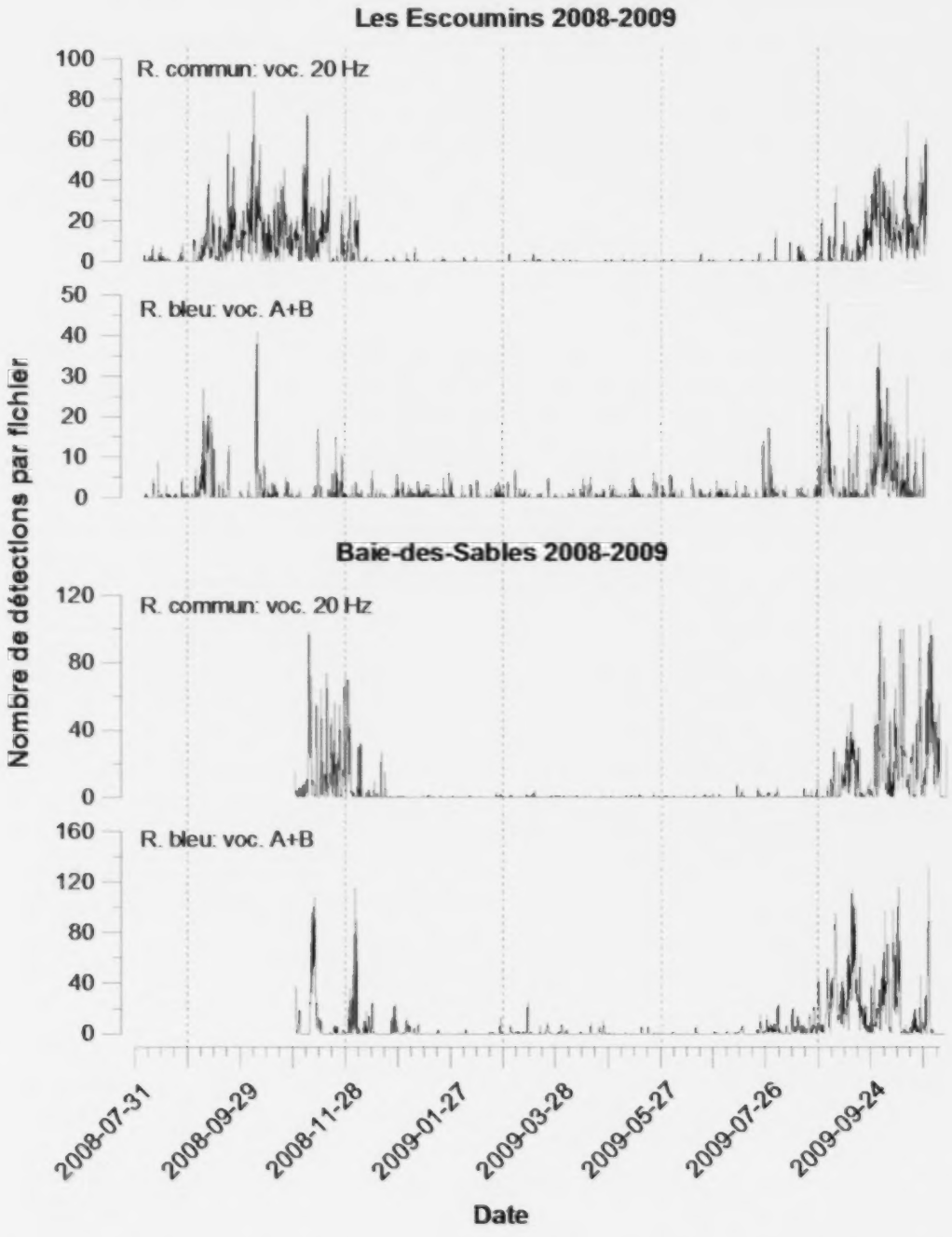


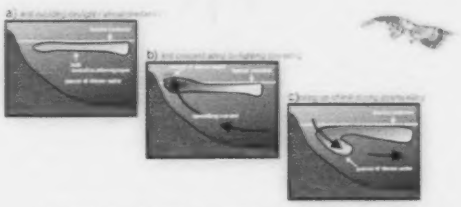
Figure 2.1.4-4. Séries annuelles des vocalisations de rorquals bleus et communs détectées dans les enregistrements de 2008-2009 par les algorithmes automatiques aux stations des Escoumins et de Baie-des-Sables et montrant la fréquentation plus intense à la fin de l'été et à l'automne. Noter : analyses préliminaires brutes; le plancher de détection pendant l'hiver correspond en partie à des fausses détections mais certaines sont de réelles vocalisations (Simard et al. données non publiées).

COMMENT LA MER NOURRIT-ELLE LES BALEINES À FANONS?
Exemple du mode 1: "la trappe océanographique".

1. Bassin océanique avec une structure de rétention ex. chenaux, canyons

2. Oeufs de krill + croissance = stock adult de krill i.e. Production à grande échelle

3. Concentrer le krill : pentes topographiques + courants verticaux + évitement de la lumière par le krill

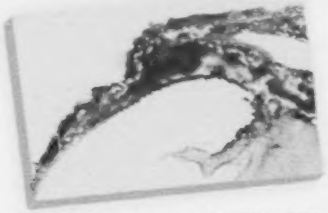


Demonstration in situ dans Cotte & Simard (2005)

Resultats d'un modèle de circulation 3D couplé avec le comportement vertical d'évitement de la lumière du jour par le krill, montrant sa rapide concentration le long des pentes, sous l'effet de l'action répétée de l' "upwelling" pendant le flot de la marée et du "downwelling" pendant le jusant.

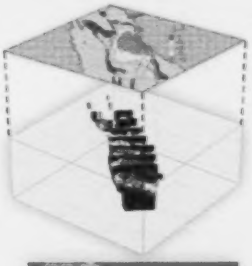
4. Transport des concentrations de krill vers la trappe: i.e. Advection vers la tête du chenal via le courant estuarien profond le long de la pente nord

5. Piégeage du krill dans la région d'"upwelling" intense à la tête du chenal: i.e. concentration accrue et retention du krill dans le cul-de-sac



Détails dans Sourisseau et al. (2006, 2008)

Revue dans Simard (2009)



Agrégation de krill la plus riche du Nord-Ouest Atlantique

Simard & Lavoie (1999)
Lavoie et al. (2000)

Références

Simard, Y. 2009. ***Rev. Sc. Eau / J. Water Sci. 22(2): 177-197.***
Sourisseau, M., Simard, Y., and Saucier, F.-J. 2008. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 574-587.***
Sourisseau, M., Simard, Y., and Saucier, F.-J. 2006. ***Mar. Ecol. Progr. Ser. 314: 257-270.***
Cotté, C., and Simard, Y. 2005. ***Mar. Ecol. Progr. Ser. 288: 199-210.***
Simard, Y., Marcotte, D., and Naraghi, K. 2003. ***Aquat. Living Res. 16(3): 137-144.***
Simard, Y., Lavoie, D., and Saucier F.-J. 2002. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 197-210.***
Lavoie, D., Simard, Y., and Saucier, F.-J. 2000. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1853-1869.***
Simard, Y., and Lavoie, D. 1999. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1182-1197.***

Figure 3.1-1. Affiche présentant la dynamique d'agrégation du krill, d'après les travaux hydroacoustiques, océanographiques et de modélisation réalisés dans le système Saint-Laurent avant l'IRÉ (voir Simard 2009a; 2009b et références citées).

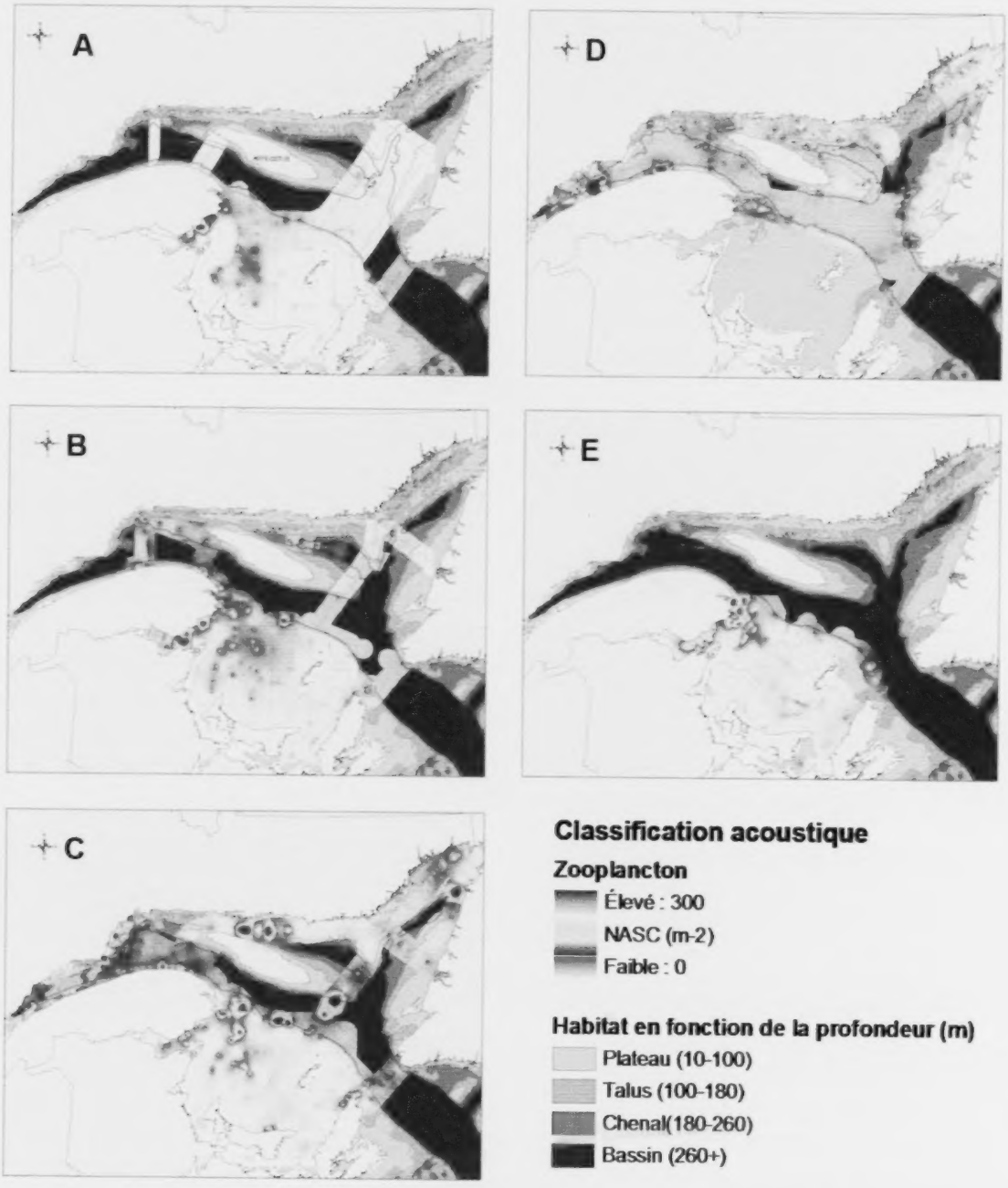


Figure 3.2.1-1. Distribution des agrégations de zooplancton détectées par acoustique à deux fréquences pendant les relevés multidisciplinaires dans le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent en juin 2000 (A), en juin 2005 (B), en juin 2006 (C), en août 2005 (D) et en septembre 2005 (E). NASC = « nautical area scattering coefficient » en m^2 nm^{-2}.

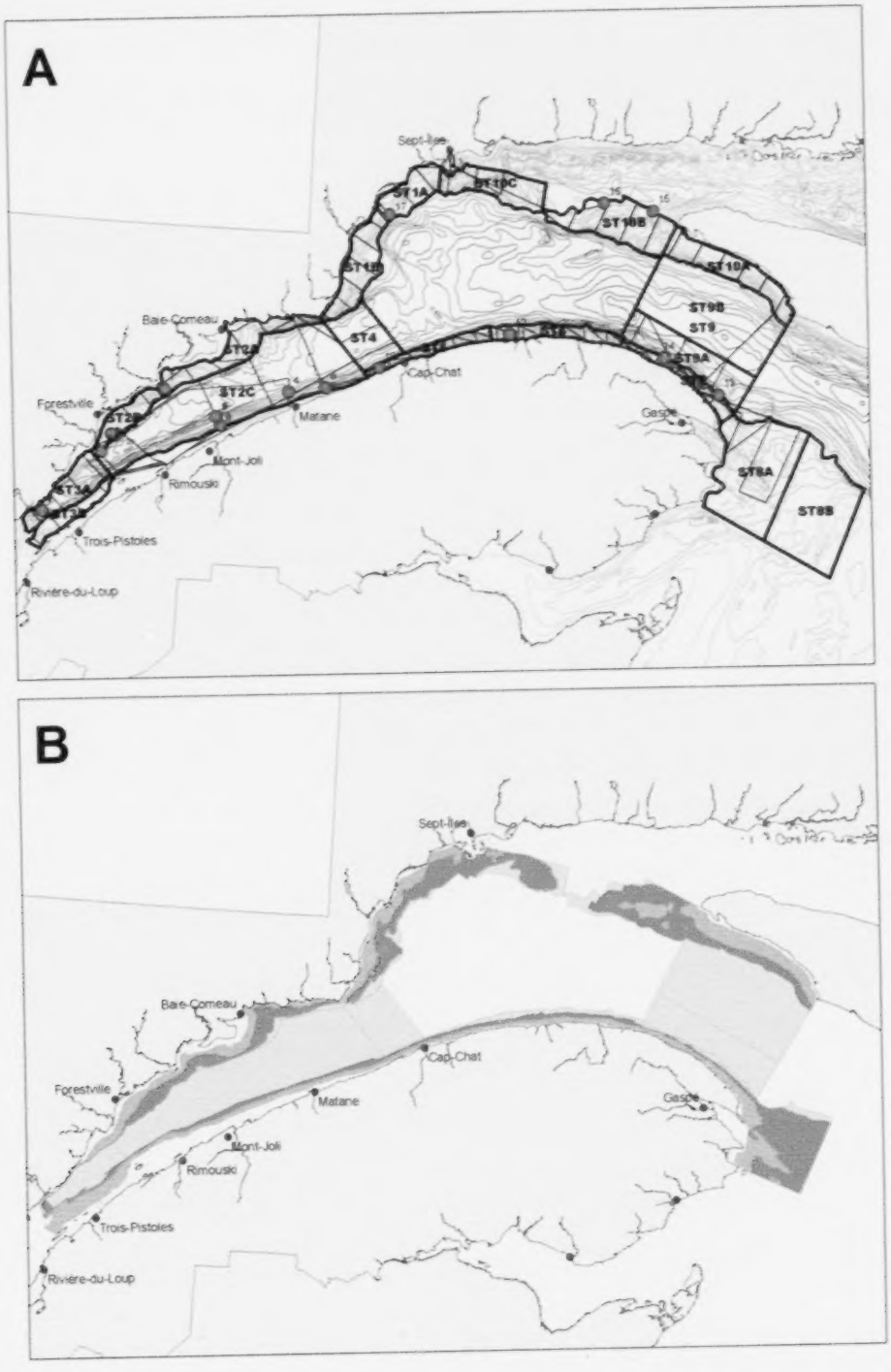


Figure 3.2.2-1. Plan d'échantillonnage pour le relevé acoustique régional de zooplancton d'août 2009 : les strates (lignes grasses), les transects (lignes minces) et les stations échantillonnées avec le Jacknet (points rouges) sont indiqués (A) ainsi que les habitats définis en fonction de la profondeur (B) (voir Figure 3.2.1-1).

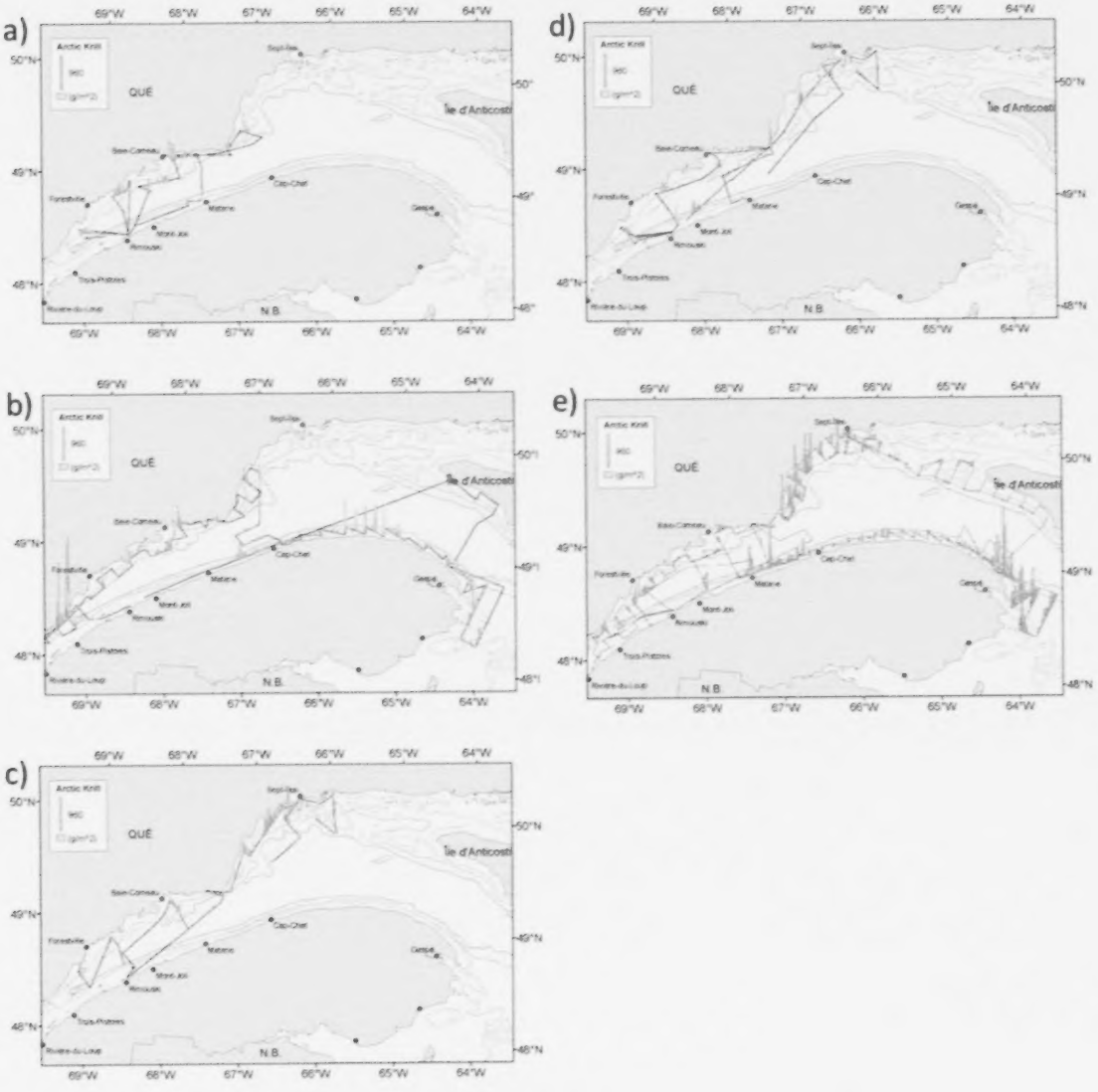


Figure 3.2.2.1-1. Distribution spatiale de Thysanoessa raschii *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent à la fin du mois de mai (a), au début du mois de juin (b), à la fin du mois de juin (c) et à la fin des mois de juillet (d) et août (e) 2009. La ligne noire est le parcours du navire. Les isobathes (lignes bleues) représentent 100, 180 et 260 m.*

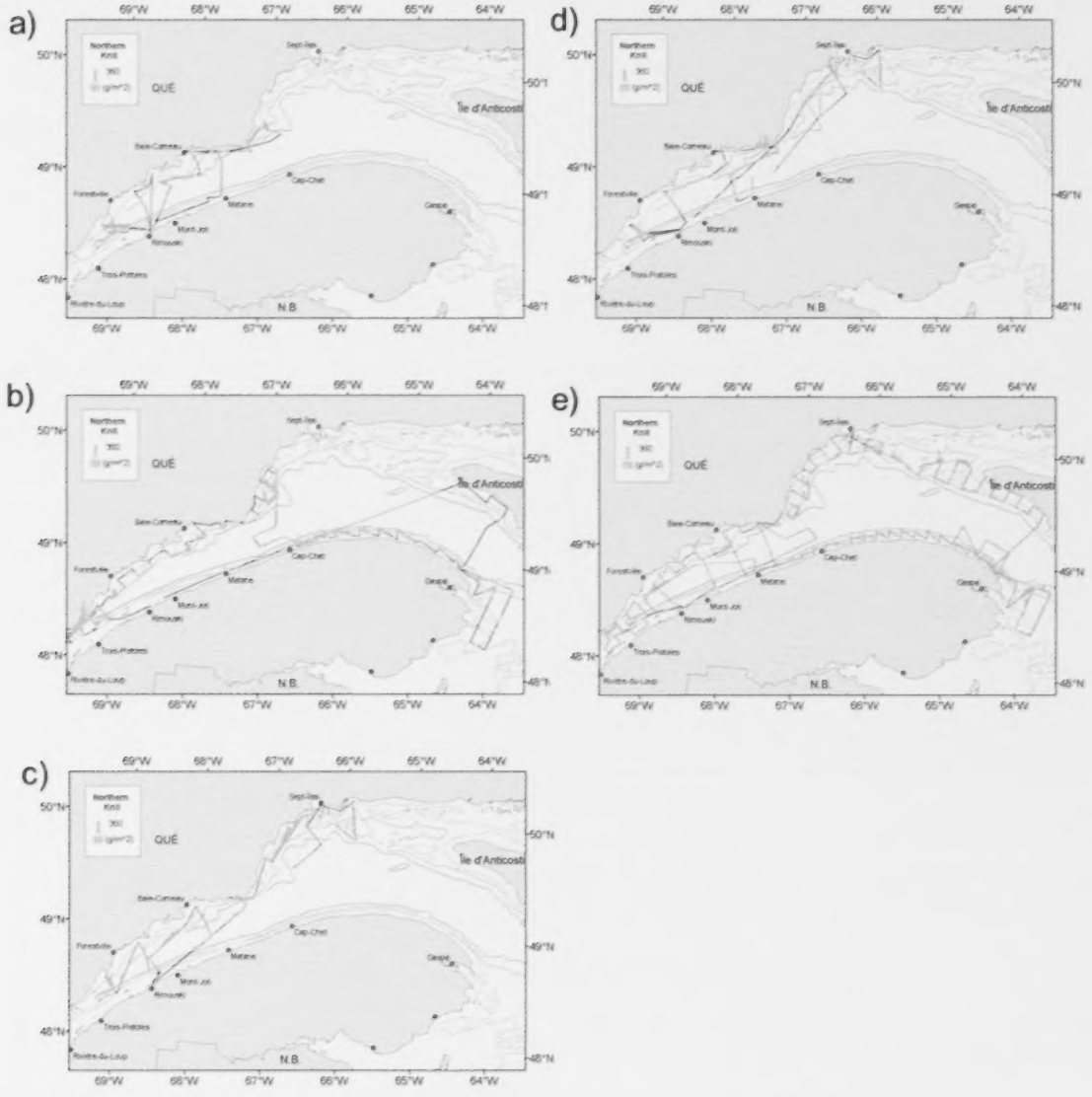


Figure 3.2.2.1-2. Distribution spatiale de Meganyctiphanes norvegica *dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent à la fin du mois de mai (a), au début du mois de juin (b), à la fin du mois de juin (c) et à la fin des mois de juillet (d) et août (e) 2009. La ligne noire est le parcours du navire. Les isobathes (lignes bleues) représentent 100, 180 et 260 m.*

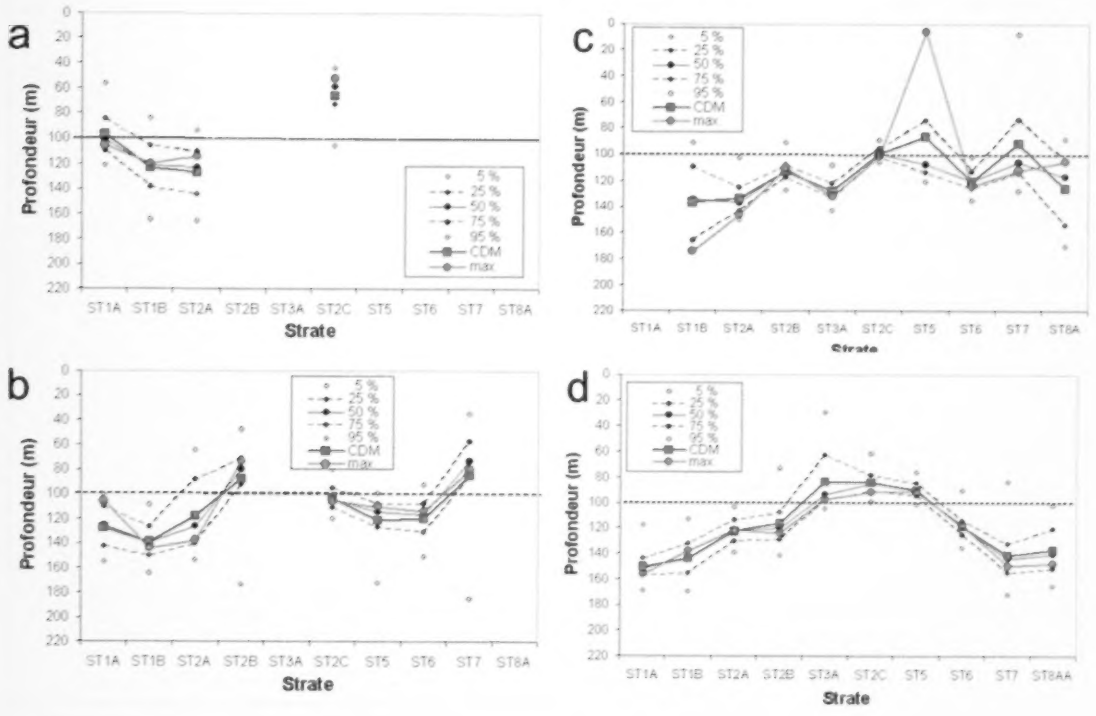


Figure 3.2.2.3-1. Distribution verticale de Thysanoessa raschii *par strate le long de la pente du chenal Laurentien en juin (A) et en août (B) 2008 et en juin (C) et août (D) 2009. Les lignes représentent les 5, 25, 50, 75 et 95 % supérieurs du centre de masse (CDM) et le maximum de biomasse pour la strate (de gauche à droite: de Port Cartier vers Gaspé).*

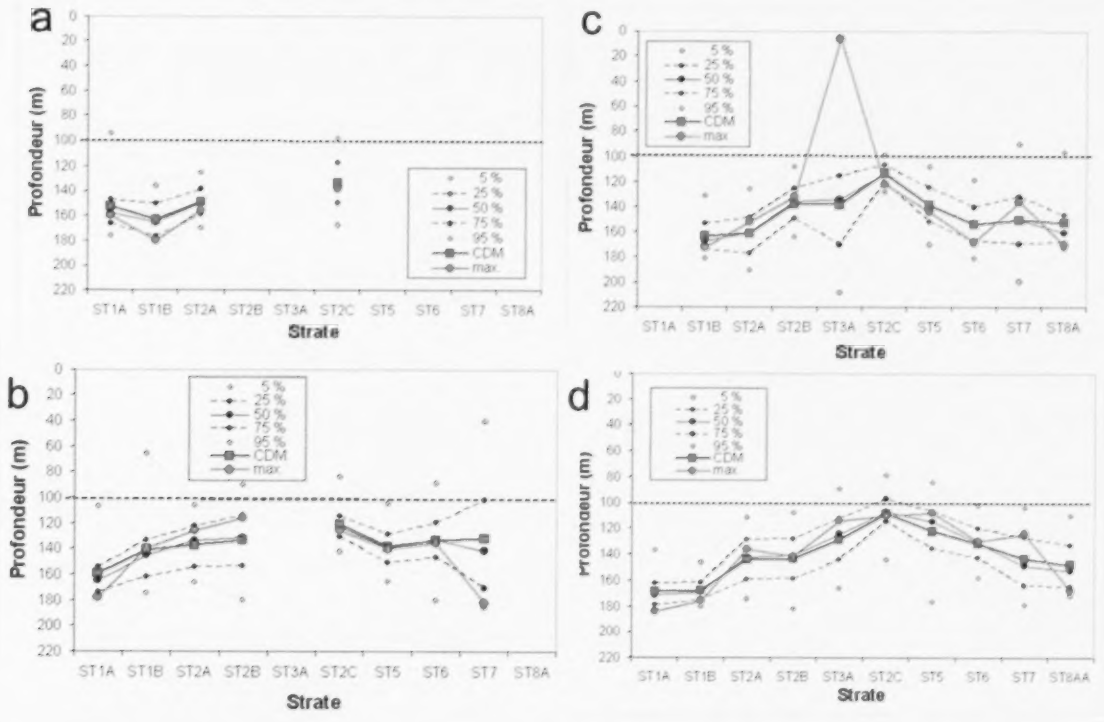


Figure 3.2.2.3-2. Distribution verticale de Meganyctiphanes norvegica *par strate le long de la pente du chenal Laurentien en juin (A) et en août (B) 2008 et en juin (C) et août (D) 2009. Les lignes représentent les 5, 25, 50, 75 et 95 % supérieurs du centre de masse (CDM) et le maximum de biomasse pour toutes les strates (de gauche à droite: de Port Cartier vers Gaspé).*

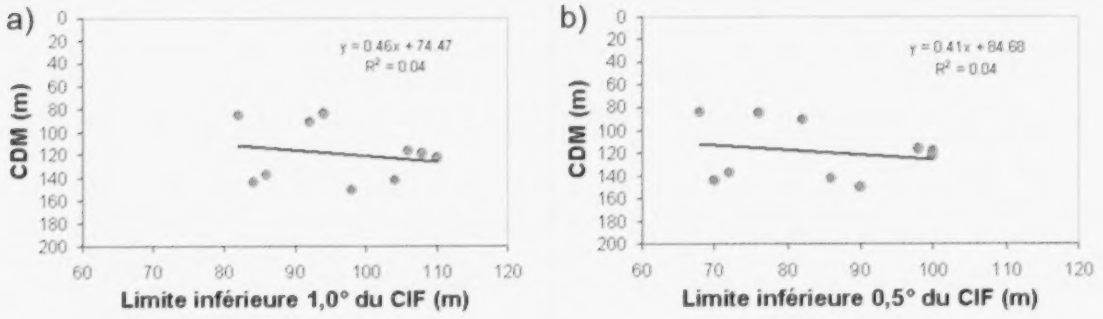


Figure 3.2.2.3-3. Centre de masse (CDM) de Thysanoessa raschii *(A) et* Meganyctiphanes norvegica *(B) par strate en fonction de la profondeur de la limite inférieure de la couche intermédiaire froide (CIF) définie par les seuils 0,5 et 1,0 °C.*

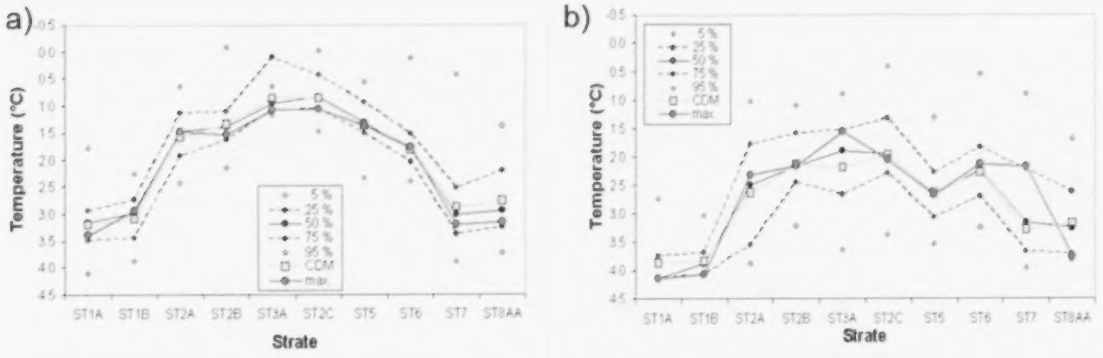


Figure 3.2.2.3-4. Température d'exposition ou température moyenne verticale pondérée par la biomasse de Thysanoessa raschii *(A) et* Meganyctiphanes norvegica *(B) le long de la pente du chenal Laurentien en août 2009. Les lignes représentent les 5, 25, 50, 75 et 95 % supérieurs du centre de masse (CDM) et le maximum de biomasse pour toutes les strates.*

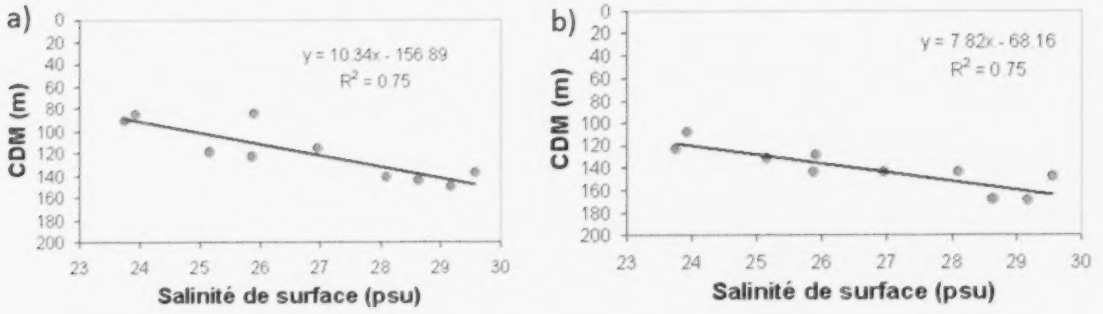


Figure 3.2.2.3-5. Centre de masse (CDM) de Thysanoessa raschii *(A) et de* Meganyctiphanes norvegica *(B) en fonction de la salinité de surface par strate.*

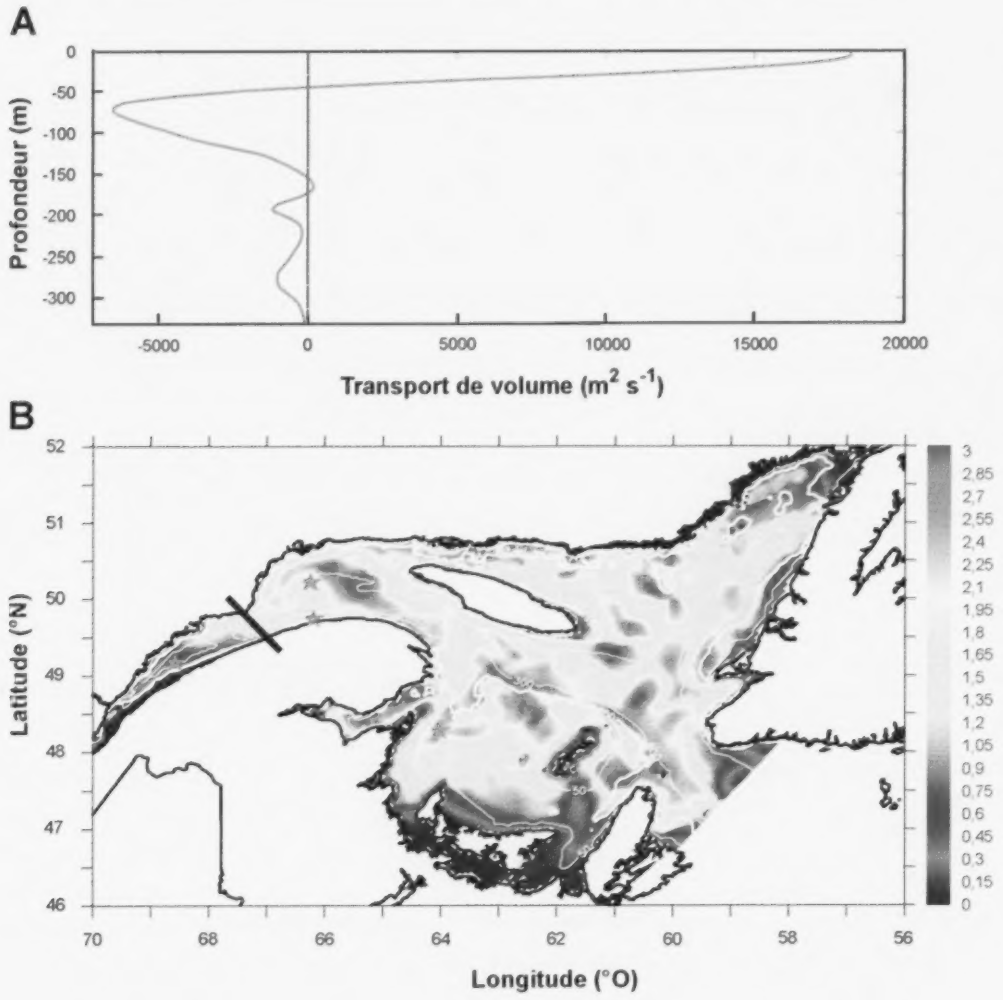


Figure 3.3-1. Circulation et transport du zooplancton dans le golfe du Saint-Laurent. Profil vertical du transport intégré sur une section à Point-des-Monts (trait noir en B) montrant les courants vers l'amont (valeurs négatives) et vers l'aval (valeurs positives) lors de sept ans de simulations avec un modèle physique en trois dimensions (A). Tiré de Saucier et al. (2009). Biomasse (g C m^{-2}) moyenne de Calanus finmarchicus *en septembre 1999 dans la couche 0-100 estimée à l'aide d'un modèle couplé bio-physique en trois dimensions (Maps et al. 2011) (B). Figure adaptée de Plourde et McQuinn (2010).*

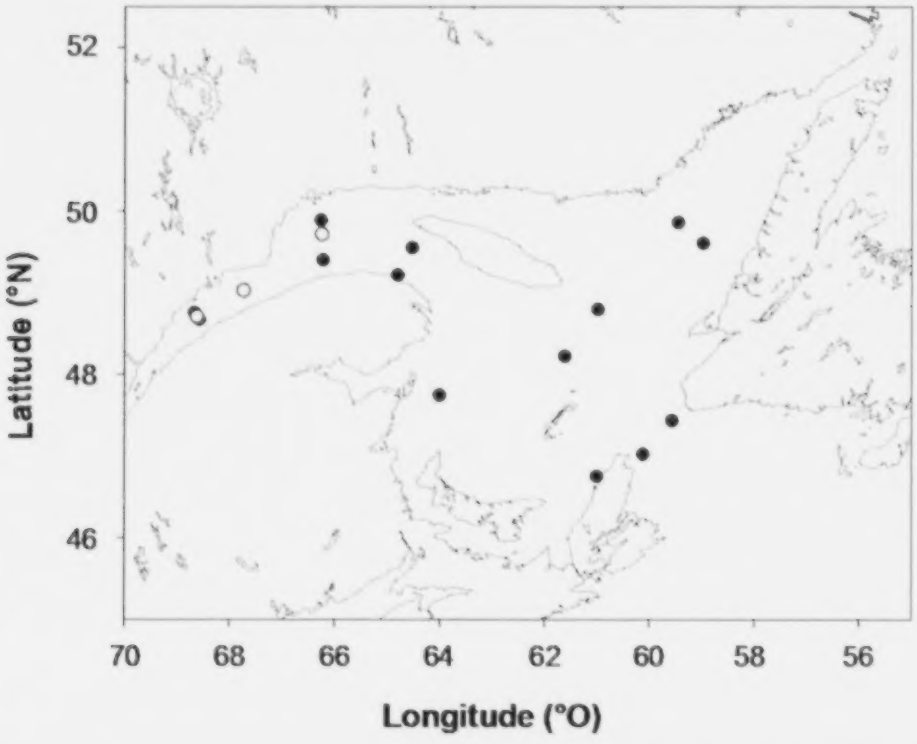


Figure 3.3-2. Position des stations échantillonnées avec le BIONESS en novembre 2008 et 2009 dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent dans le cadre de l'RÉ. Voir Harvey et al. (2009) pour la position des stations BIONESS supplémentaires et McQuinn et al. (ce document) pour les positions des zones échantillonnées avec l'acoustique multifréquences dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent.

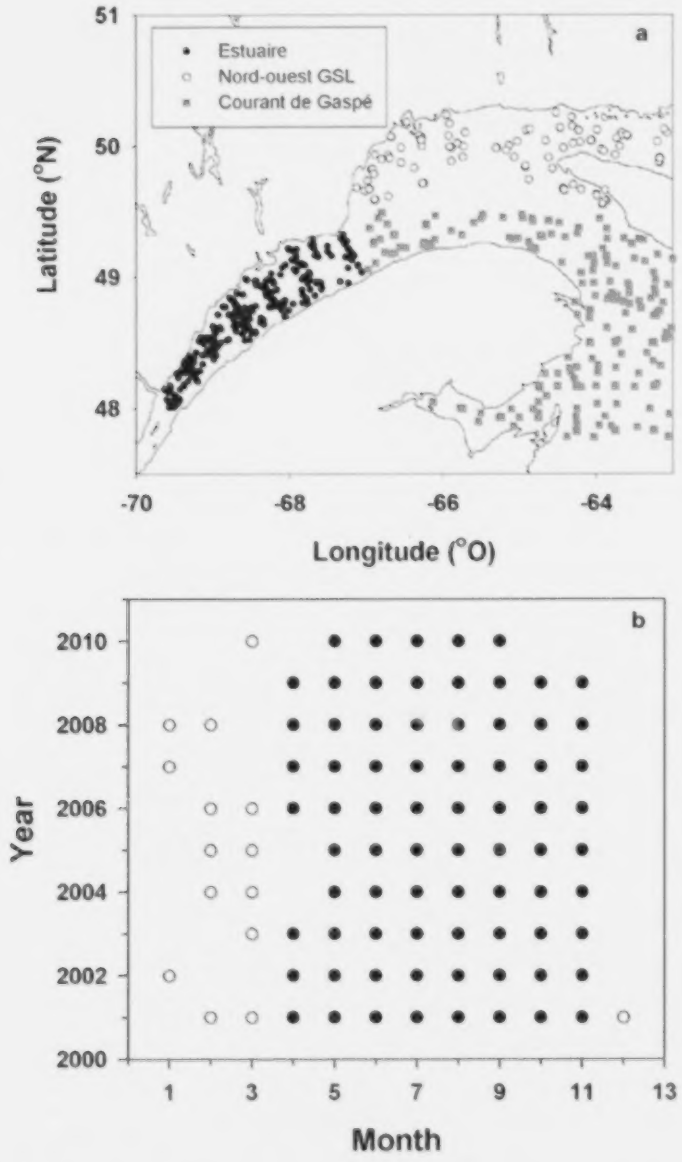


Figure 3.3-3. Disponibilité des profils CTD lors des missions d'échantillonnage du zooplancton dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. Répartition spatiale (A) et saisonnière (B) des données physiques récoltées dans la région d'intérêt de 2001 à 2010.

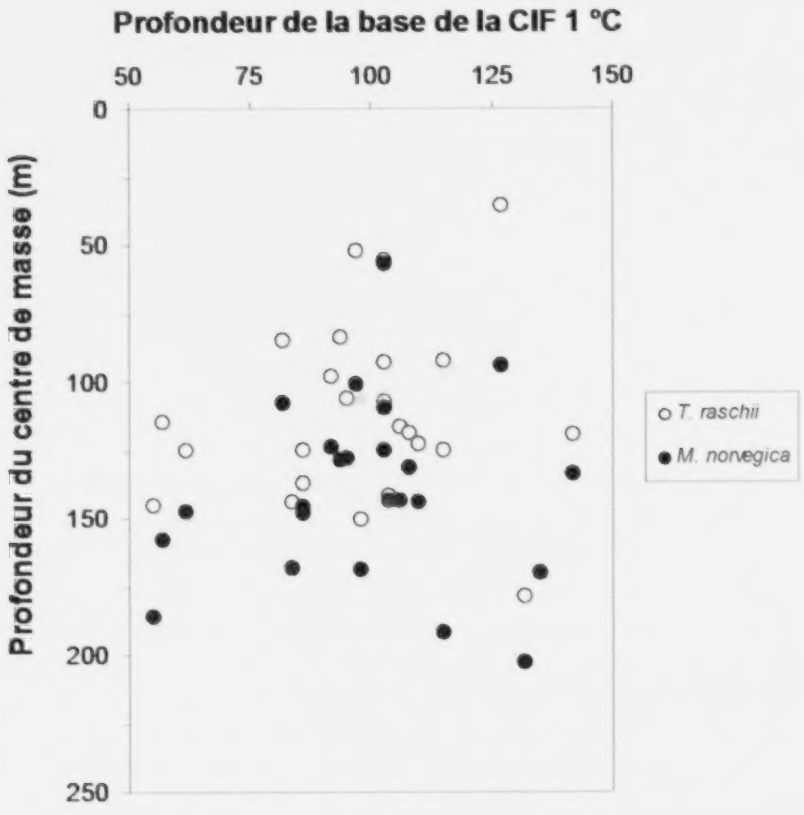


Figure 3.3-4. Profondeur du centre de masse de la population (adultes) de Thysanoessa raschii *et de* Meganyctiphanes norvegica *pendant le jour en relation avec la profondeur (m) de la base de la couche intermédiaire froide (1 °C).*

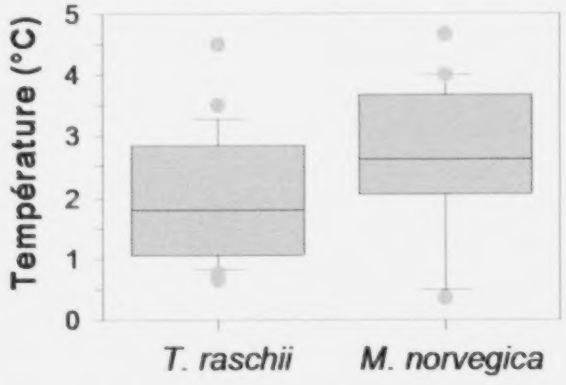


Figure 3.3-5. Température (°C) à la profondeur du centre de masse (m) de la population (adulte) de Thysanoessa raschii *et de* Meganyctiphanes norvegica *pendant le jour.*

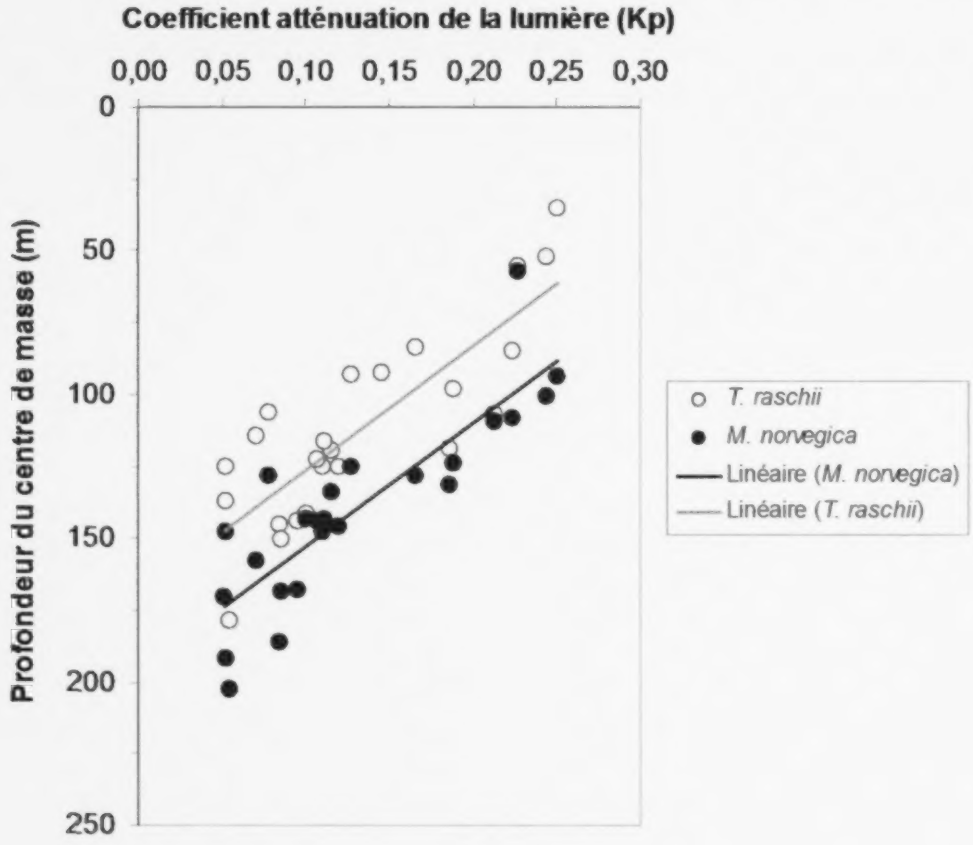


Figure **3.3-6**. *Profondeur du centre de masse de la population (adultes) de* Thysanoessa raschii *et de* Meganyctiphanes norvegica *pendant le jour en relation avec le coefficient d'atténuation de la lumière (Kp) estimé à partir de la salinité dans la couche de surface (0-10 m).* Thysanoessa raschii *:* $y = -170{,}02 + 436{,}07 * x$; $r^2 = 0{,}69$; Meganyctiphanes norvegica *:* $y = -196{,}48 + 433{,}62 * x$; $r^2 = 0{,}74$.

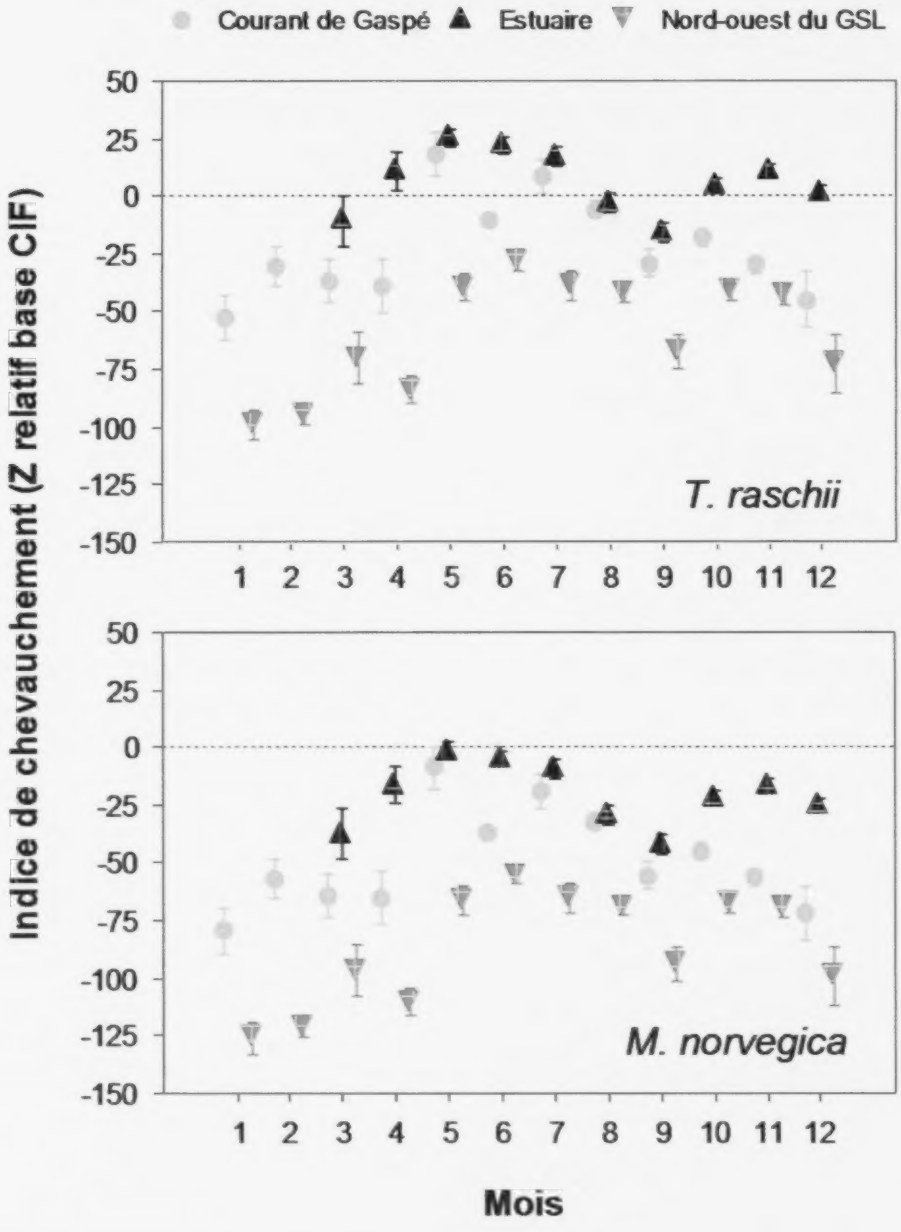


Figure 3.3-7. Climatologie 2001-2010 de l'indice mensuel de chevauchement de la profondeur du centre de masse de la population (adultes) de Thysanoessa raschii *et de* Meganyctiphanes norvegica *pendant le jour et la profondeur de la base de la couche intermédiaire froide (CIF, °C). Axe des y : valeur 0 représente la base de la CIF; valeurs positives : centre de masse du krill dans la CIF; valeurs négatives : centre de masse du krill sous la CIF.*

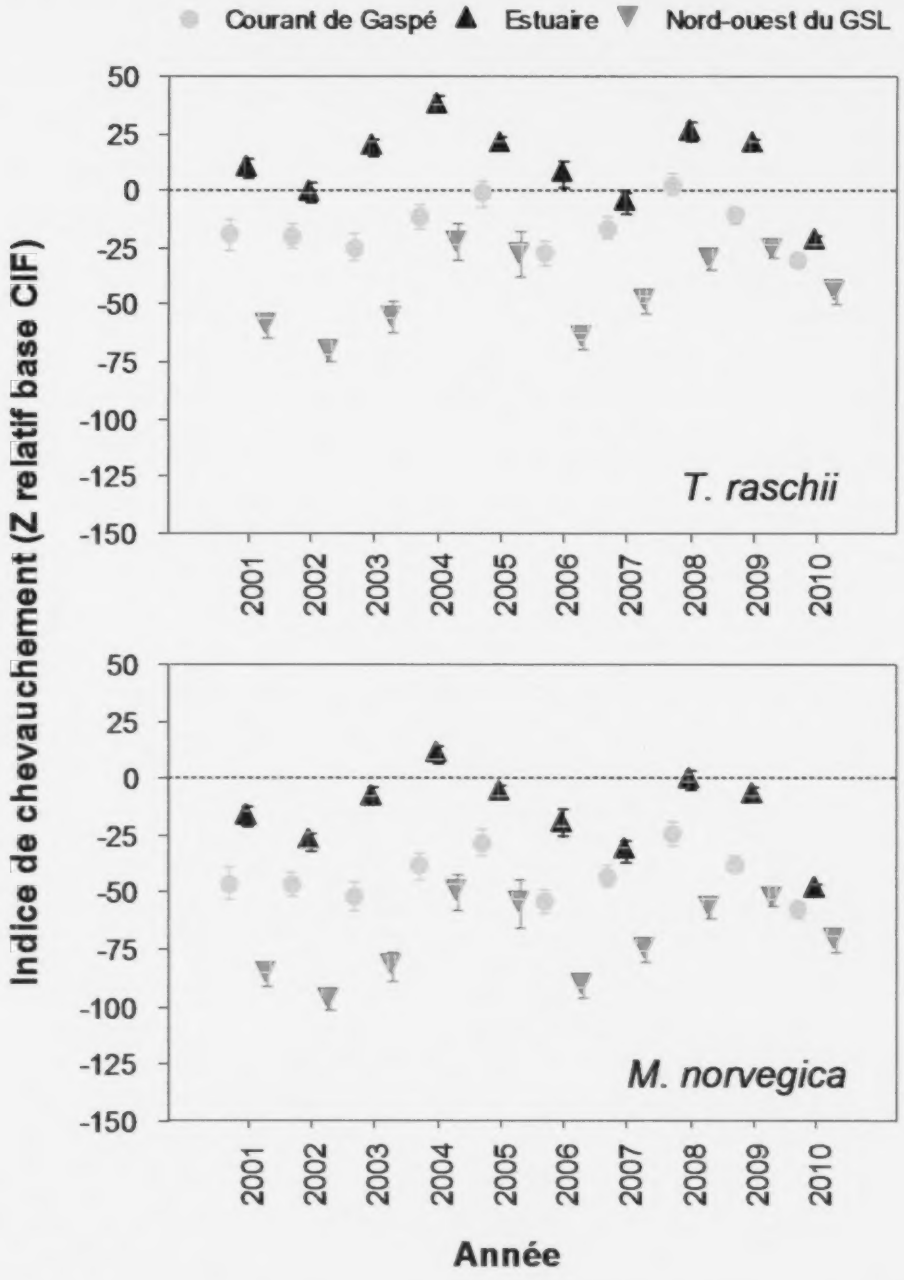


Figure 3.3-8. Variations interannuelles de l'indice de chevauchement de la profondeur du centre de masse de la population (adultes) de Thysanoessa raschii *et de* Meganyctiphanes norvegica *pour la période 2001-2010 pendant le jour et la profondeur de la base de la couche intermédiaire froide (CIF, 1°C) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, le courant de Gaspé et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. Axe des y : valeur 0 représente la base de la CIF; valeurs positives : centre de masse du krill dans la CIF; valeurs négatives : centre de masse du krill sous la CIF.*

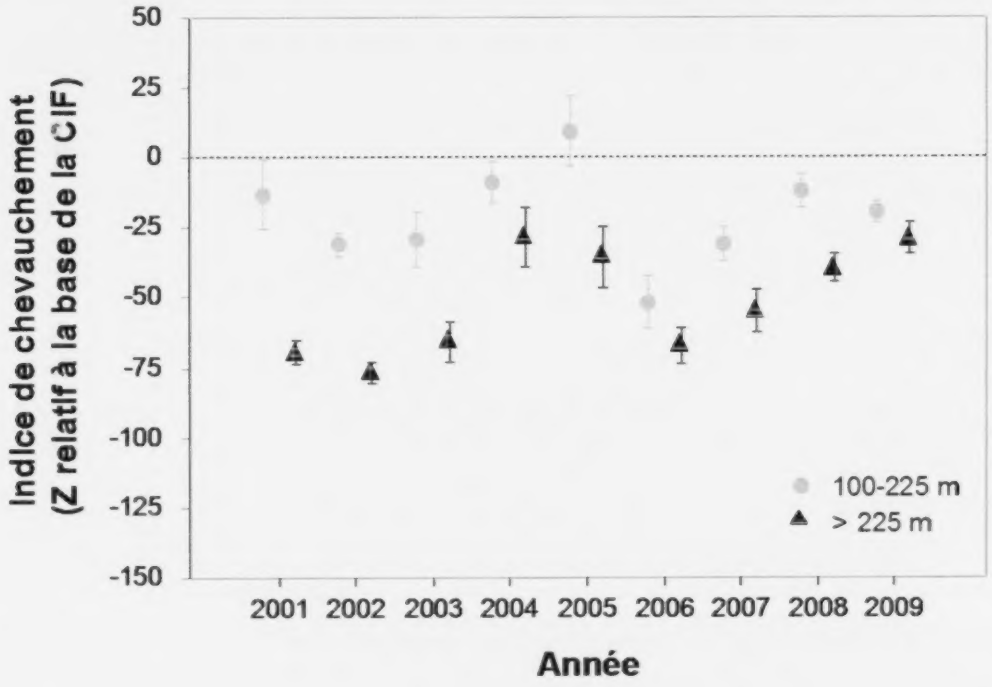


Figure 3.3-9. Variations interannuelles de l'indice de chevauchement de la profondeur du centre de masse de la population (adultes) de Thysanoessa raschii dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent pour la période 2001-2010 pendant le jour et la profondeur de la base de la couche intermédiaire froide (CIF, 1°C) aux stations. Axe des y : valeur 0 représente la base de la CIF; valeurs positives : centre de masse du krill dans la CIF; valeurs négatives : centre de masse du krill sous la CIF.

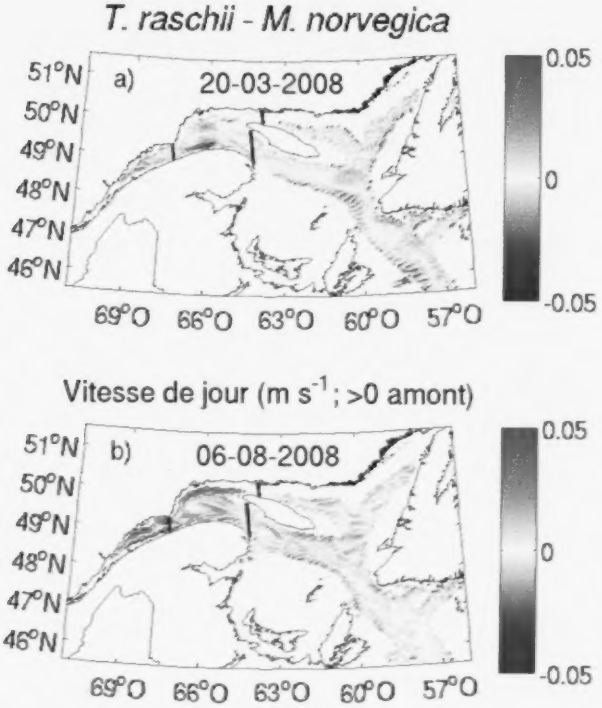


Figure 3.3-10. Différence entre la vitesse de la composante zonale du courant (direction ouest-est) à la profondeur de jour de T. raschii *et* M. norvegica, *le 20 Mars 2008 (a) et le 6 Août 2008 (b). Vitesse de transport en m s^{-1}, positif vers l'ouest (amont).*

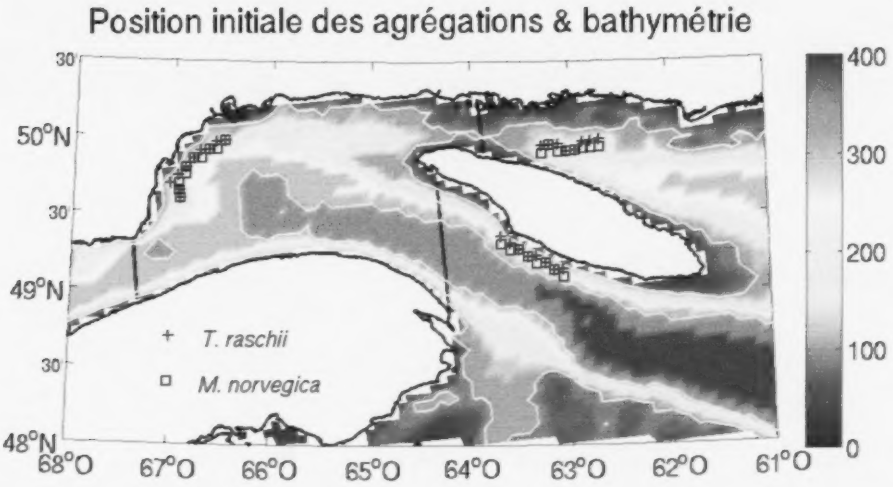


Figure 3.3-11. Position initiale des trois agrégations de particules présentant un comportement de migration de type T. raschii *(croix) et* M. norvegica *(carrés). Les agrégations sont situées en aval des sections d'intérêt (lignes noires) afin d'étudier le potentiel de transport des particules vers l'amont du système. Leur position initiale correspond au plus près de la côte permis par leur profondeur de jour durant le maximum annuel de salinité de surface. La bathymétrie est exprimée en m par l'échelle de couleur.*

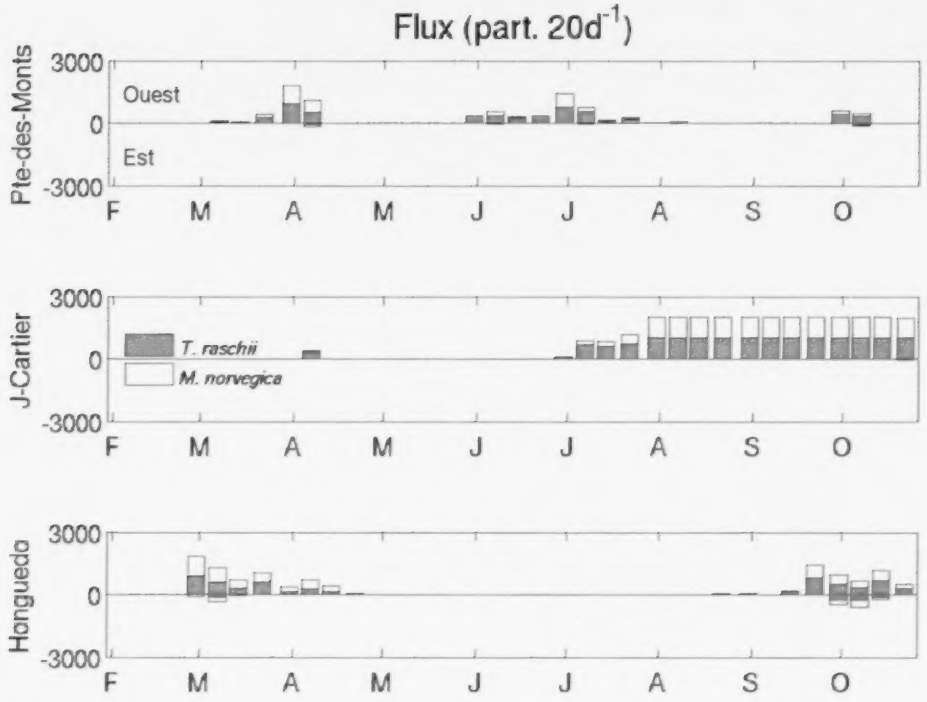


Figure 3.3-12. Flux de particules de type T. raschii *(noir) et* M. norvegica *(blanc) pour chaque agrégation initialisée en aval des trois sections d'intérêt (Pointe-des-Monts, détroit de Jacques Cartier, détroit d'Honguédo). Les agrégations composées de 1000 particules sont initialisées chaque semaine du premier mars au 25 octobre 2009. Le déplacement des particules est suivi pendant une période de 20 jours.*

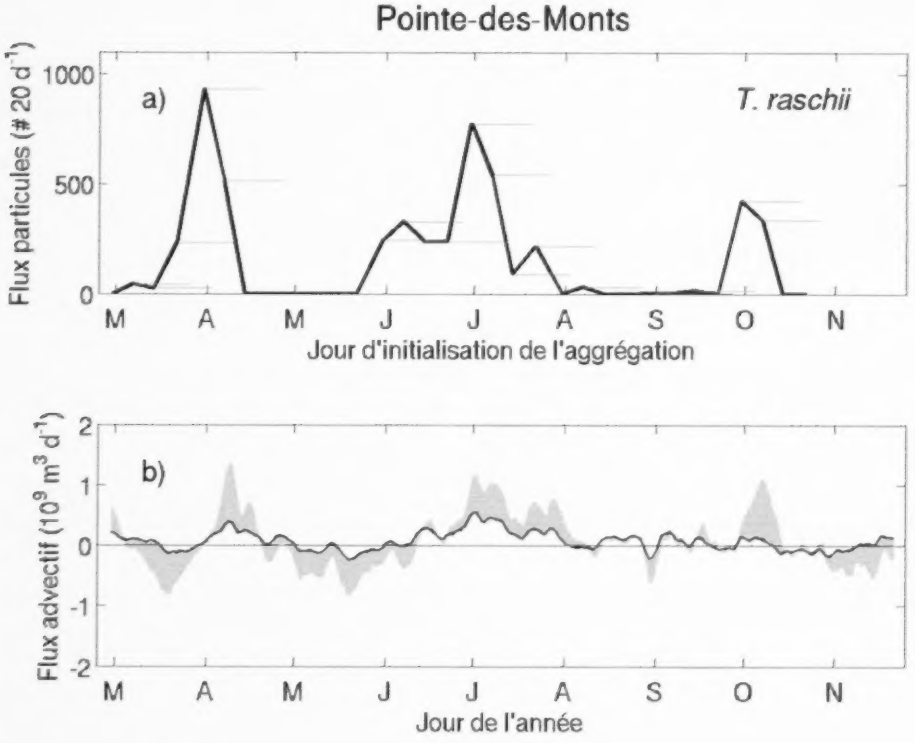


Figure 3.3-13. Flux de particules de type T. raschii *(a) et flux advectifs (b) aux profondeurs de jour de* T. raschii *(surface blanche) et de nuit (surface grise) ajustés pour la variation saisonnière de la photopériode. Lignes grises horizontales en (a) : période de 20 jours à partir de l'initialisation de chaque agrégation considérée pour calculer le flux de particules.*

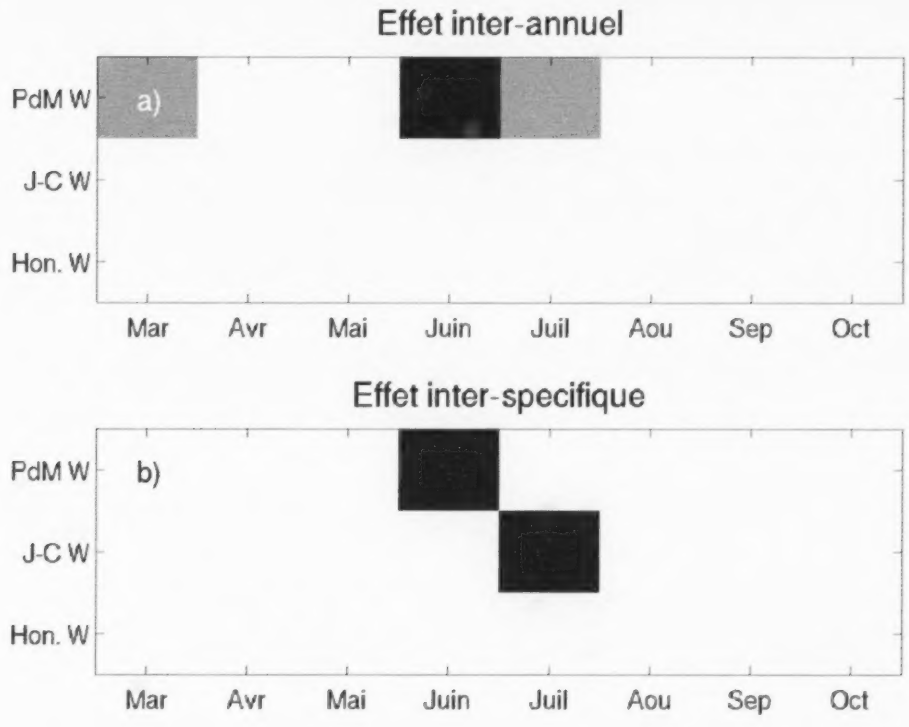


Figure 3.3-14. Analyse de variance à deux facteurs (2-way ANOVA : facteur « année » et facteur « espèce ») effectuée chaque mois sur les flux de particules au niveau de trois sections d'intérêt du nord-ouest du golfe du St-Laurent (Pointe-des-Monts, détroit de Jacques Cartier, détroit d'Honguédo). Effet inter-annuel (a) et inter-spécifique (b) significatif au seuil de 0.01 indiqués par un carré noir, et au seuil de 0.05 par un carré gris. L'effet de l'interaction entre les deux facteurs est non significatif dans tous les cas.

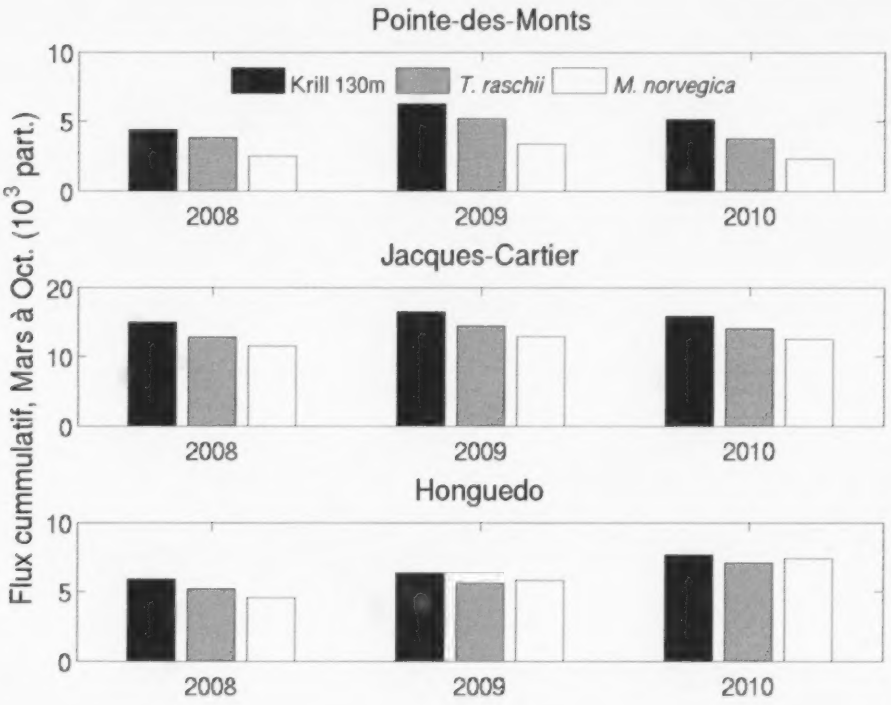


Figure 3.3-15. Somme annuelle des flux amont de particules pour chaque agrégation initialisée de façon hebdomadaire à chacune des trois sections d'intérêt (Pointe-des-Monts, détroit de Jacques Cartier, détroit d'Honguédo). Krill 130m : particule dont la profondeur de jour est fixée à 130 m.

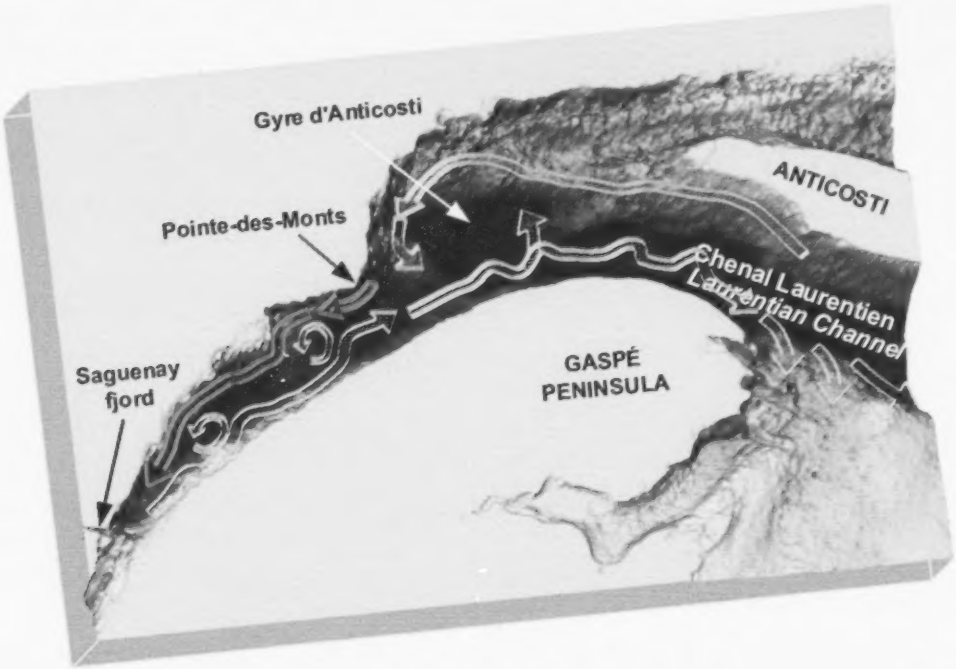


Figure 3.4.1-1. Cartes indiquant le patron de circulation résiduel dans l'estuaire maritime et l'ouest du golfe du Saint-Laurent indiquant, en rouge, le courant d'entrée du krill dans l'estuaire et, en vert, le courant poursuivant vers le sud dans la gyre d'Anticosti. La « valve » est cet aiguillage passant la circulation du vert au rouge au large de Point-des-Monts (voir Simard 2009a).

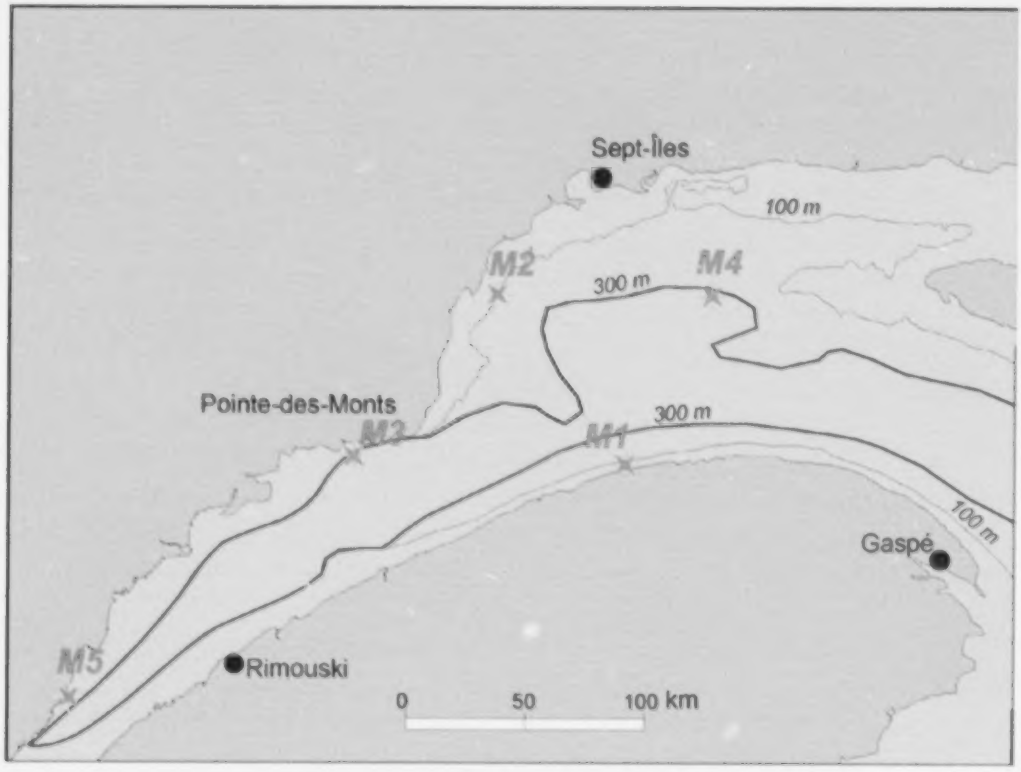


*Figure **3.4.1.1-1**. Localisation des stations de mesures des séries annuelles des courants, des caractéristiques des masses d'eau et de la biomasse acoustique de krill en 2007-2009 dans le cadre du projet « valve » de l'IRÉ. Les stations **M1**, **M2**, **M4** sont dans la région source dans le golfe du Saint-Laurent, les stations **M3** et **M5** sont dans l'estuaire maritime le long du courant entrant.*

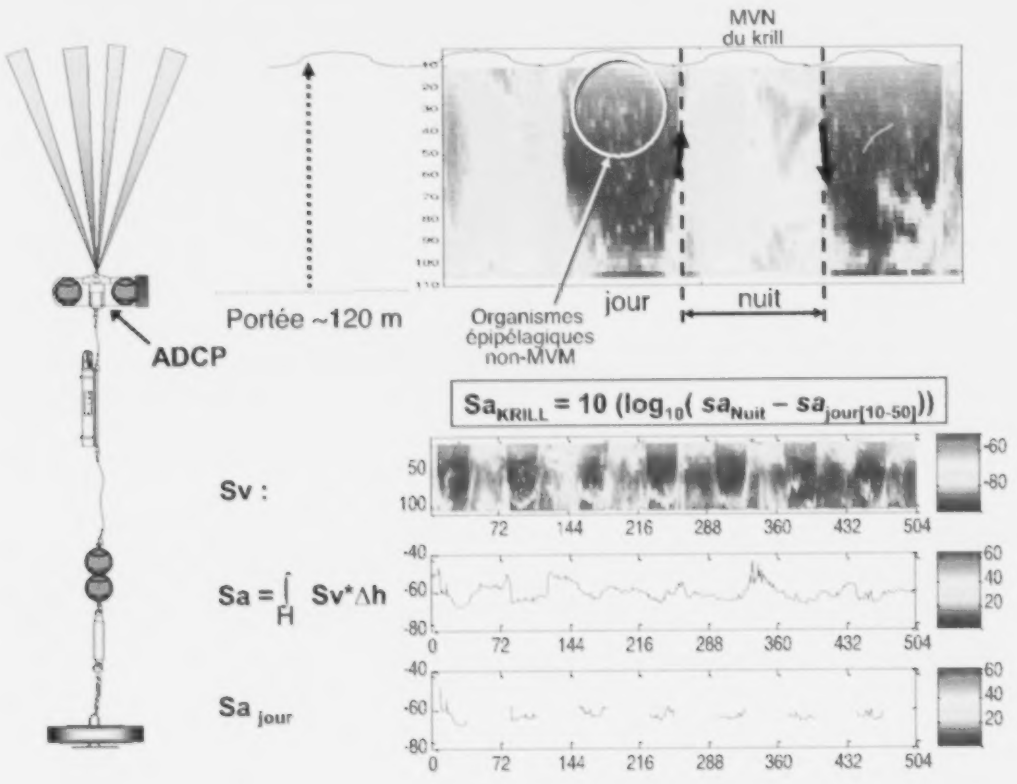


Figure 3.4.1.1-2. Illustration d'un mouillage d'ADCP et des séries temporelles de l'index de rétrodiffusion acoustique (Sv) récolté par l'appareil entre 10 et 110 m au cours de quelques jours, ainsi que du calcul de l'index de biomasse acoustique du krill intégré sur toute la colonne d'eau (Sa_{krill}). MVN : Migrations Verticales Nycthémérales.

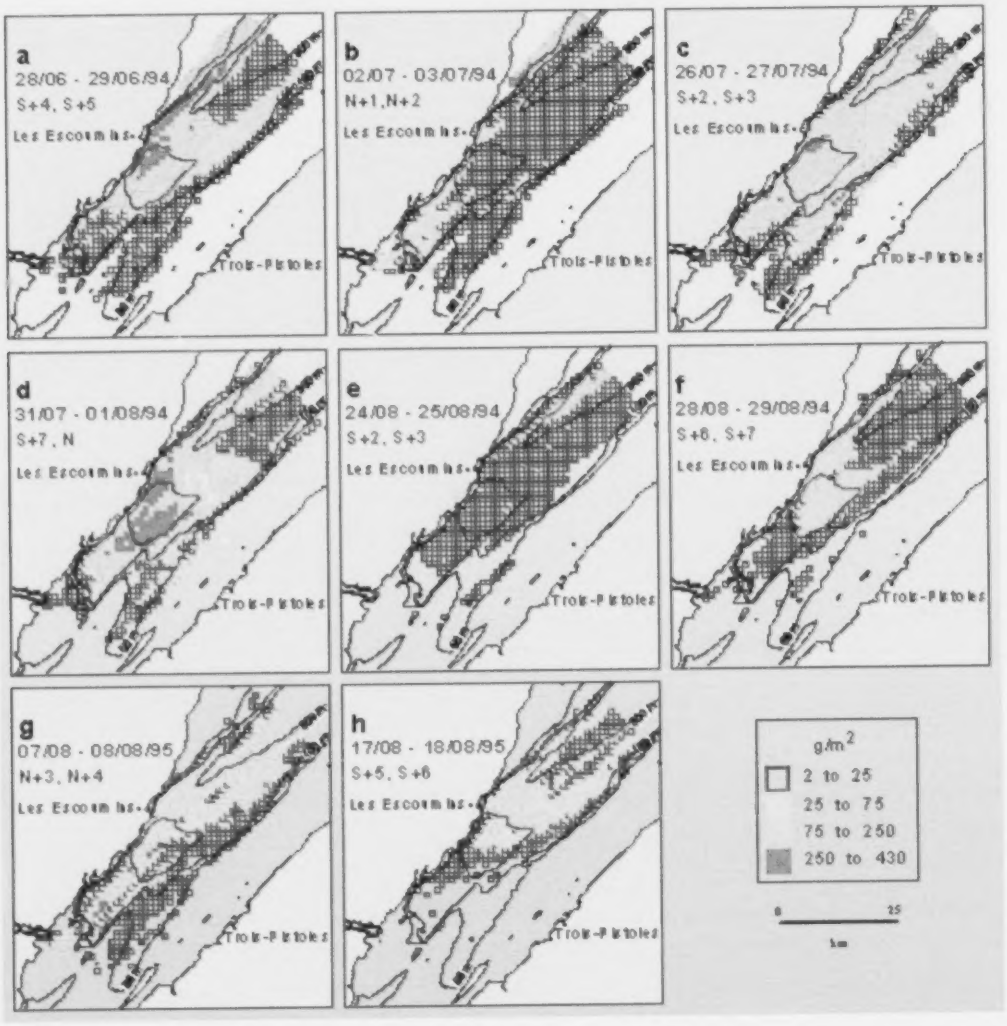


Figure 3.4.1.2-1. Cartes de distribution du krill au site d'agrégation à la tête du chenal Laurentien dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, issues de relevés hydroacoustiques répétés en 1994 et 1995, montrant la variabilité à l'échelle des semaines et des mois et des patrons de répartition (en U ou étirés) dépendant de la différence de la force des courants pendant le cycle des marées mortes-eaux/vives-eaux (voir Lavoie et al. 2000).

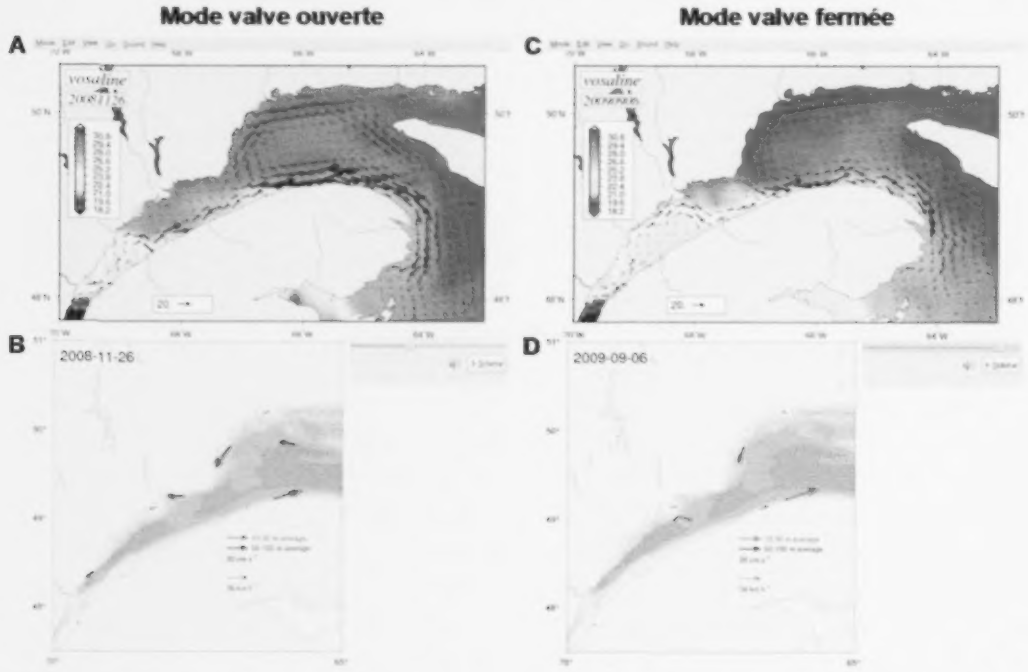


Figure 3.4.1.2-2. Exemple de résultats du modèle hydrodynamique de circulation pour la couche de surface (A, C) et des mesures des courants des ADCP (B, D) pour les couches 10 - 30 m (flèches rouges) et 50 - 100 m (flèches bleues) illustrant les deux modes de circulation régionale associés aux conditions de « valve ouverte » et de « valve fermée » et la bonne correspondance entre les deux sources d'information.

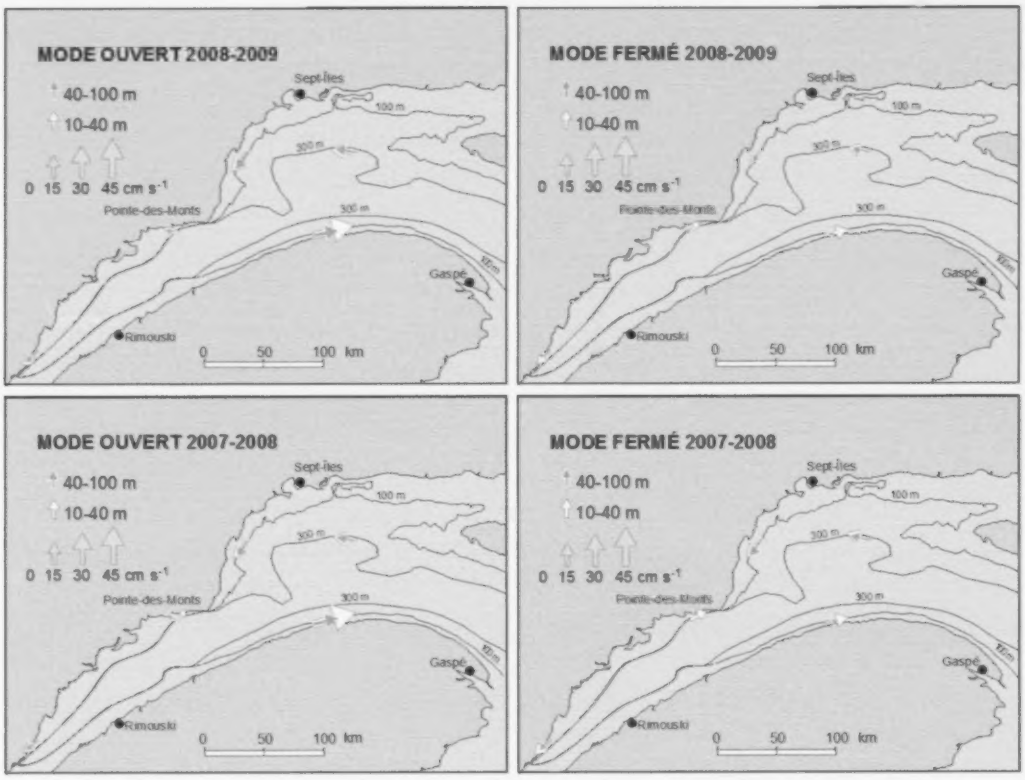


Figure 3.4.1.2-3. Courants moyens dans les couches 10 - 40 m (rouge) et 40 - 100 m (blanc) correspondant aux deux modes de circulation régionale identifiés par l'analyse multivariée des séries de courants longeant les isobathes, illustrant les deux modes de circulation, « valve ouverte » ou « valve fermée », en 2007-2008 et 2008-2009. Noter que le mode ouvert correspond à un courant plus fort à la station M1 située dans le courant de Gaspé près de la côte gaspésienne ainsi qu'aux stations de la gyre d'Anticosti.

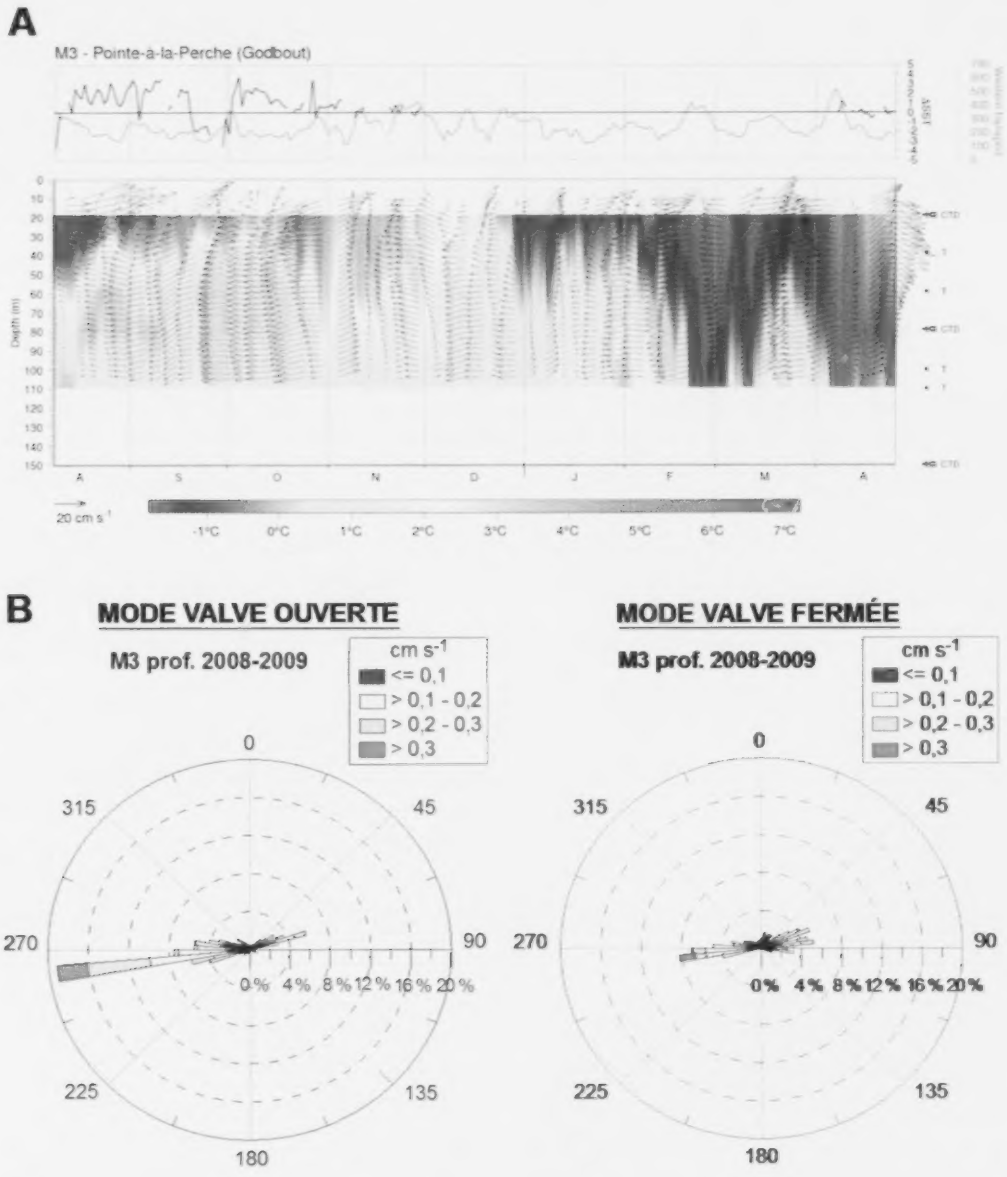


Figure 3.4.1.2-4. Illustration du courant entrant dominant sur le rebord du chenal nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent à la station M3. (A) Profils des courants moyens à la station M3 (vecteurs selon le plan géographique) et du patron de température interpolé sous 20 m, et transport vers l'ouest sur toute la moitié nord de la section de Pointe-des-Monts dans le modèle numérique (série ligne verte en haut); noter la direction dominante du courant vers l'amont (la gauche) sous 20 m. (B) Rosace des direction des courants dans la couche 40 - 100 m en 2008-2009 à la même station correspondant aux deux modes de circulation régionale identifiés par l'analyse multivariée des séries de courants longeant les isobathes (noter la forte directionnalité vers l'amont avec des fortes vélocités dans le mode « valve ouverte » ouverte par contraste au mode « valve fermée ».

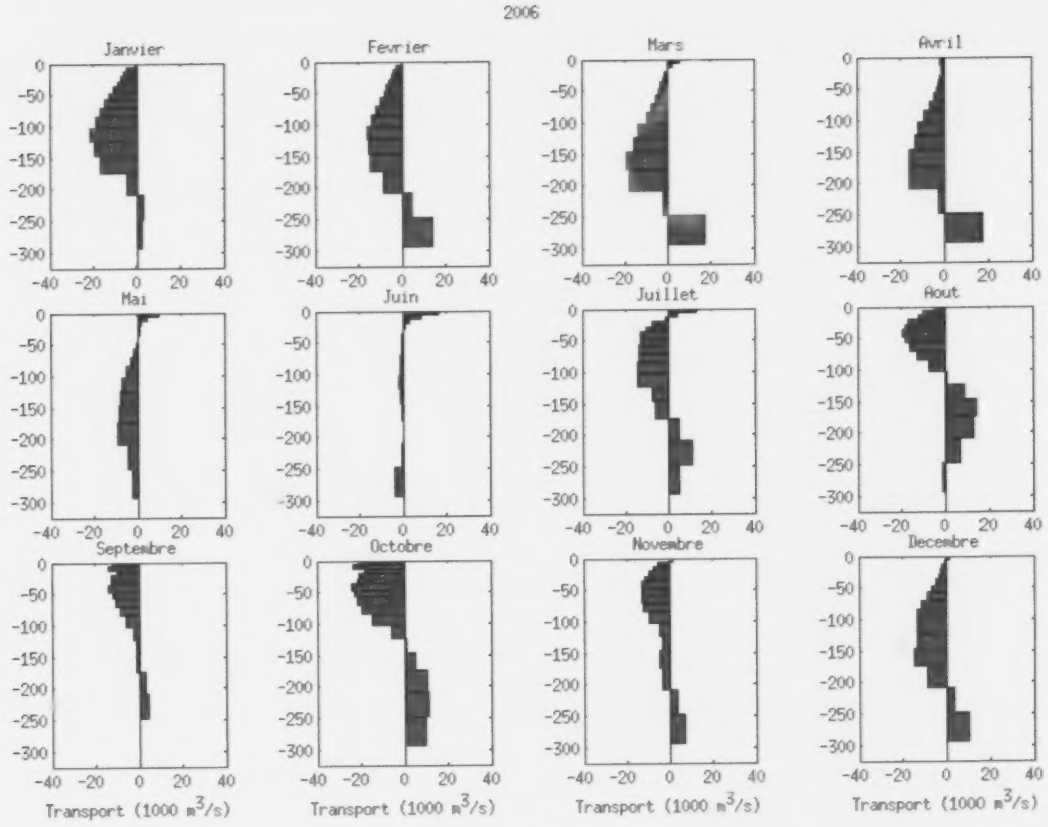


Figure 3.4.1.2-5. Profils mensuels moyens du transport simulé (1000 m^3/s) en fonction de la profondeur dans la section nord du transect de Pointe-des-Monts (moitié nord du transect, voir Fig. 3.4.1.2-10) pour l'année 2006.

Transport 0–40m, transect sud

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	1.3	-1.4	0.5	-0.2	-0.2	118171 ± 22092
F	0.4	-1.6	1.0	0.4	-0.3	102564 ± 31008
M	0.2	0.3	-0.6	-1.2	1.4	92720 ± 14057
A	0.6	0.3	-0.7	1.2	-1.3	114707 ± 27058
M	1.0	0.7	0.3	-1.3	-0.8	84822 ± 15826
J	0.1	0.7	0.8	0.2	-1.7	77197 ± 15329
J	-0.7	-1.0	-0.3	1.4	0.6	108927 ± 47666
A	0.6	-0.6	1.4	-1.1	-0.3	105843 ± 26310
S	0.9	-0.6	1.0	-1.4	0.0	87298 ± 30808
O	1.5	0.5	-1.1	-0.5	-0.4	106810 ± 28986
N	0.6	0.6	0.1	-1.7	0.5	108189 ± 27913
D	-1.0	-0.8	-0.3	0.7	1.3	137969 ± 24487

Transport 0–40m, transect nord

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	-1.0	1.6	-0.7	0.1	0.1	-14117 ± 21985
F	-0.4	1.8	-0.5	-0.6	-0.2	-6785 ± 37409
M	-0.7	-0.9	0.5	1.5	-0.3	17271 ± 22838
A	-0.2	-0.6	1.2	-1.2	0.8	-3721 ± 28351
M	-0.8	-0.6	-0.5	1.6	0.3	46082 ± 34312
J	0.4	-0.5	-0.9	-0.6	1.6	18194 ± 22740
J	0.5	1.1	0.5	-1.5	-0.5	-44535 ± 65854
A	-0.4	0.1	-1.2	1.6	-0.0	-62411 ± 43401
S	-1.1	0.7	-0.6	1.4	-0.4	-42107 ± 29945
O	-1.5	-0.3	1.0	0.1	0.7	-75661 ± 34375
N	0.2	-1.2	-0.5	1.5	-0.0	-53750 ± 39925
D	0.8	0.5	0.6	-0.5	-1.5	-57139 ± 55678

Transport 0–40m, transect total

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	1.4	0.8	-0.9	-0.6	-0.7	104054 ± 4359
F	-0.3	1.2	0.9	-0.7	-1.1	95779 ± 14642
M	-0.9	-1.2	0.1	1.1	0.8	109991 ± 15312
A	0.7	-0.7	1.3	-0.3	-1.1	110986 ± 12713
M	-0.6	-0.4	-0.7	1.7	-0.0	130904 ± 19855
J	1.2	-0.2	-0.8	-1.1	0.9	95391 ± 10264
J	-0.1	1.0	0.8	-1.5	-0.3	64391 ± 19723
A	-0.0	-0.6	-0.7	1.7	-0.4	43433 ± 22113
S	-0.4	0.4	1.4	-0.2	-1.3	45190 ± 9180
O	-1.0	0.3	0.4	-1.0	1.3	31149 ± 9675
N	1.1	-1.3	-0.8	0.5	0.5	54438 ± 23126
D	0.7	0.3	0.9	-0.2	-1.6	80830 ± 33093

Transport 80–180m, transect sud

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	0.4	-1.0	1.5	-0.9	-0.1	-1147 ± 32125
F	-0.7	0.0	1.7	-0.2	-0.8	6432 ± 15615
M	0.3	1.5	-0.9	-0.8	-0.1	-22603 ± 46597
A	-0.6	1.0	-1.4	0.8	0.3	-17912 ± 36222
M	0.8	0.2	0.8	-1.6	-0.2	-64193 ± 34042
J	-0.5	0.2	0.7	1.1	-1.4	-36186 ± 14179
J	0.2	-1.4	-0.4	1.3	0.2	7900 ± 17218
A	-0.1	0.8	1.2	-0.9	-1.0	12839 ± 13318
S	0.7	0.9	-0.0	0.0	-1.6	16292 ± 21741
O	1.3	0.4	-0.2	-1.5	-0.1	25442 ± 16701
N	-1.6	0.5	0.6	0.8	-0.3	22883 ± 8599
D	-1.1	-0.3	-0.2	-0.0	1.6	30231 ± 30106

Transport 80–180m, transect nord

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	-0.4	0.7	-1.4	1.2	-0.1	-65894 ± 34530
F	0.9	0.2	-1.6	-0.1	0.7	-88115 ± 23880
M	-0.4	-1.4	0.9	1.0	-0.1	-61184 ± 36048
A	0.2	-1.0	1.4	-0.9	0.4	-71018 ± 34215
M	-0.8	-0.4	-0.9	1.4	0.7	-14851 ± 30520
J	0.5	-0.1	-0.2	-1.4	1.3	-11088 ± 14367
J	-1.4	1.2	0.5	0.3	-0.6	-25180 ± 8498
A	0.4	-0.9	-0.5	-0.5	1.6	26413 ± 13304
S	-0.9	-0.8	-0.2	0.3	1.6	17613 ± 26930
O	-0.5	-0.5	0.3	1.6	-0.9	8945 ± 23867
N	-0.0	1.4	-0.2	-1.4	0.1	-25906 ± 13417
D	1.1	-0.1	-1.4	0.8	-0.4	-79277 ± 15451

Transport 80–180m, transect total

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	-0.1	-0.8	-0.0	1.7	-0.7	-67041 ± 8329
F	1.0	0.6	-1.4	-0.6	0.5	-81684 ± 9193
M	0.1	1.7	-0.8	-0.2	-0.7	-83788 ± 12046
A	-1.2	0.1	-0.2	-0.2	1.6	-88929 ± 14276
M	0.3	-0.3	0.0	-1.4	1.4	-79044 ± 8731
J	-0.1	0.5	1.4	-1.3	-0.5	-47274 ± 4392
J	-0.5	-0.9	-0.1	1.7	-0.1	-17280 ± 15160
A	0.3	-0.1	0.8	-1.7	0.7	39252 ± 11599
S	-1.2	-0.1	-0.7	1.1	0.9	33904 ± 7570
O	0.6	-0.4	0.3	1.0	-1.6	34386 ± 14139
N	-1.0	1.6	0.2	-0.7	-0.1	-3024 ± 14904
D	-0.6	-0.4	-1.0	0.4	1.5	-49045 ± 28194

Transport surf–fond, transect sud

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	0.7	-1.2	1.2	-0.7	0.1	118503 ± 72184
F	-0.1	-1.3	1.4	0.3	-0.3	122370 ± 50368
M	0.3	1.4	-1.0	-1.0	0.3	68249 ± 73234
A	-0.1	0.8	-1.4	1.1	-0.4	106101 ± 73377
M	0.9	0.4	0.7	-1.5	-0.5	-8368 ± 77018
J	-0.4	0.4	0.8	0.8	-1.6	24582 ± 41576
J	-0.3	-1.2	-0.4	1.4	0.5	120832 ± 77625
A	0.4	0.1	1.3	-1.3	-0.5	85194 ± 48871
S	1.1	-0.1	0.9	-1.1	-0.8	64919 ± 54379
O	1.5	0.4	-1.1	-0.7	-0.0	111017 ± 58657
N	-0.1	1.2	0.2	-1.6	0.3	124353 ± 32952
D	-1.2	-0.4	-0.1	0.2	1.5	189339 ± 73596

Transport surf–fond, transect nord

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	-0.7	1.3	-1.2	0.7	-0.1	-105441 ± 71665
F	0.1	1.3	-1.5	-0.3	0.3	-109757 ± 50094
M	-0.3	-1.3	1.0	1.0	-0.3	-53456 ± 73061
A	0.2	-0.8	1.4	-1.1	0.4	-85522 ± 73661
M	-0.9	-0.5	-0.7	1.5	0.5	33278 ± 75680
J	0.4	-0.5	-0.6	-0.8	1.6	3470 ± 39298
J	0.3	1.2	0.5	-1.4	-0.5	-96070 ± 74395
A	-0.5	-0.2	-1.3	1.4	0.5	-66829 ± 48340
S	-1.1	0.1	-0.9	1.1	0.8	-48669 ± 53902
O	-1.4	-0.4	1.1	0.7	0.0	-93983 ± 56615
N	0.2	-1.2	-0.3	1.5	-0.2	-107036 ± 33567
D	1.2	0.3	0.1	-0.2	-1.5	-174962 ± 72580

Transport surf–fond, transect total

	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne ± ET (m^3/s)
J	-0.1	0.5	1.0	-1.6	0.2	13062 ± 1213
F	1.1	-1.4	-0.7	0.4	0.6	12613 ± 1924
M	-1.4	1.2	0.7	-0.5	-0.1	14793 ± 704
A	0.5	-0.6	0.9	0.7	-1.5	20579 ± 2496
M	0.3	-0.9	1.6	-0.2	-0.8	24910 ± 3342
J	-0.2	-0.8	1.7	0.1	-0.8	28053 ± 4177
J	-0.7	-1.2	1.0	1.0	-0.1	24762 ± 5021
A	-0.4	-1.3	1.3	0.6	-0.2	18364 ± 3265
S	1.5	-1.3	-0.2	-0.3	0.3	16250 ± 1126
O	1.5	-1.0	-0.7	-0.0	0.3	17033 ± 3197
N	1.5	-1.0	-0.6	-0.4	0.5	17317 ± 2911
D	0.8	-1.2	-0.8	-0.1	1.2	14377 ± 3226

Figure 3.4.1.2-6. Moyenne mensuelle du transport au transect de Point-des-Monts de 2006 à 2010 pour les couches 0 – 40 mètres, 80 – 180 mètres et l'ensemble de la colonne d'eau dans la partie nord et la partie sud du transect. Les nombres à droite représentent la moyenne (négatif vers l'amont) et la déviation standard pour les 5 années (2006 à 2010). Les chiffres dans les boîtes représentent l'anomalie normalisée et les couleurs représentent l'amplitude de l'anomalie.

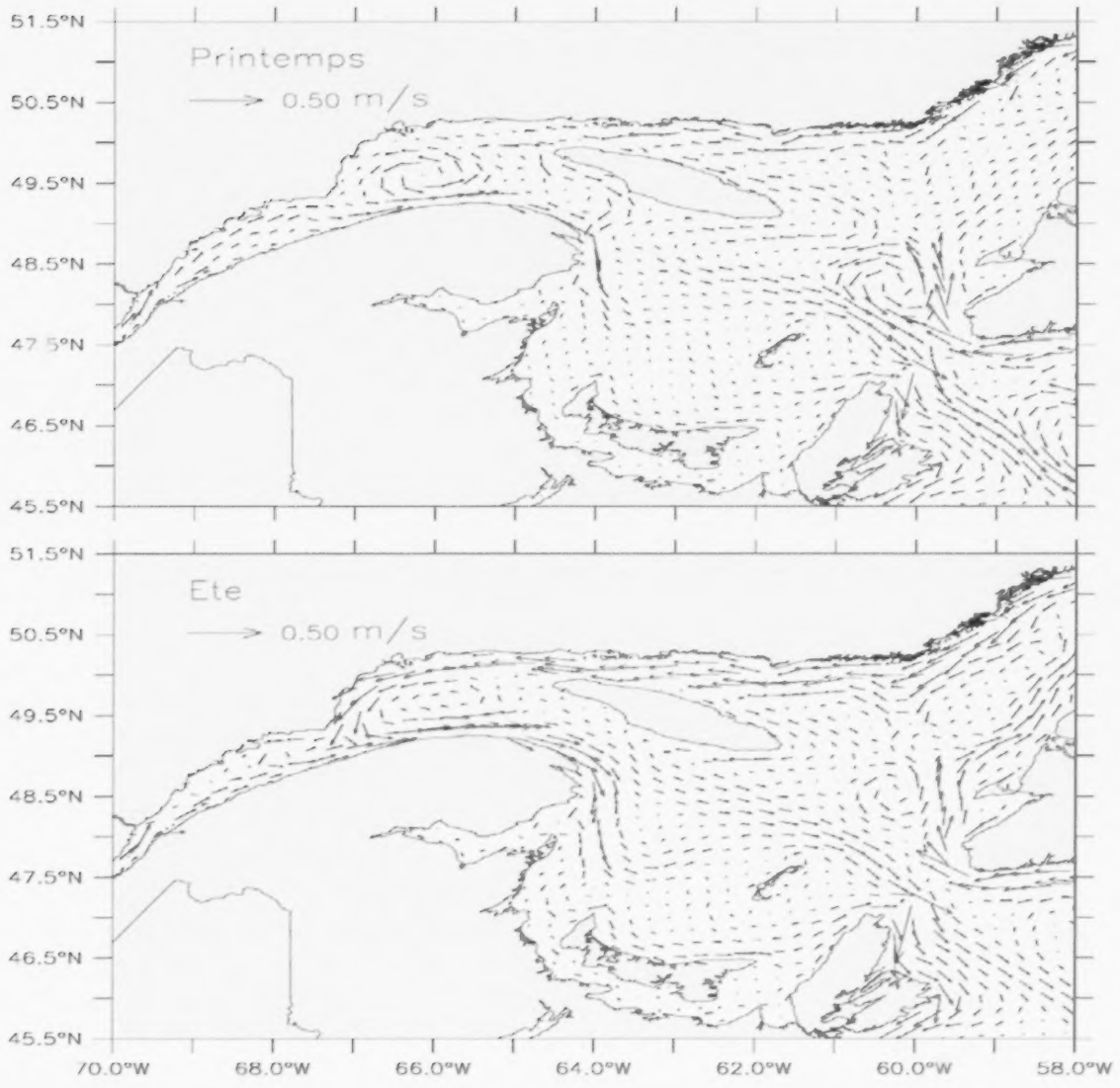


Figure 3.4.1.2-7. Courants moyens saisonniers (printemps et été) simulés dans la couche 0 – 40 mètres pour l'année 2008.

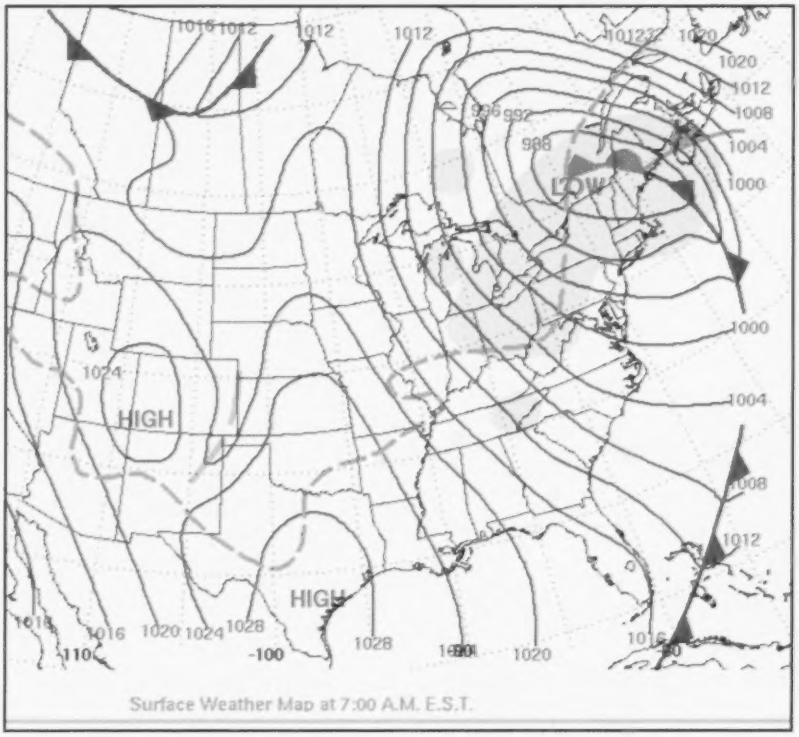


Figure 3.4.1.2-8. Carte météorologique de la NOAA pour l'est de l'Amérique du Nord pour le 7 avril 2009, à 7 h 00 AM (HNE).Les lignes rouges représentent les isobares de pression atmosphérique.

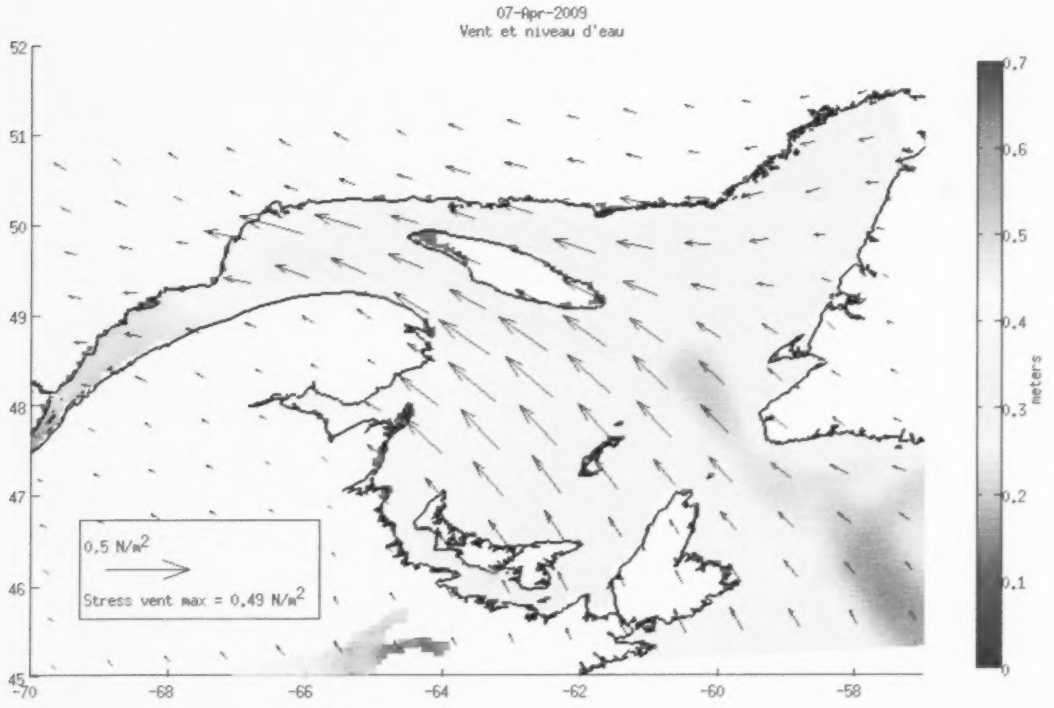


Figure 3.4.1.2-9. Moyenne journalière (centrée à midi) du stress du vent à la surface calculé par le modèle atmosphérique d'Environnement Canada GEM (flèches) et du niveau d'eau (mètres; échelle de droite) calculé par le modèle océanique pour la journée du 7 avril 2009.

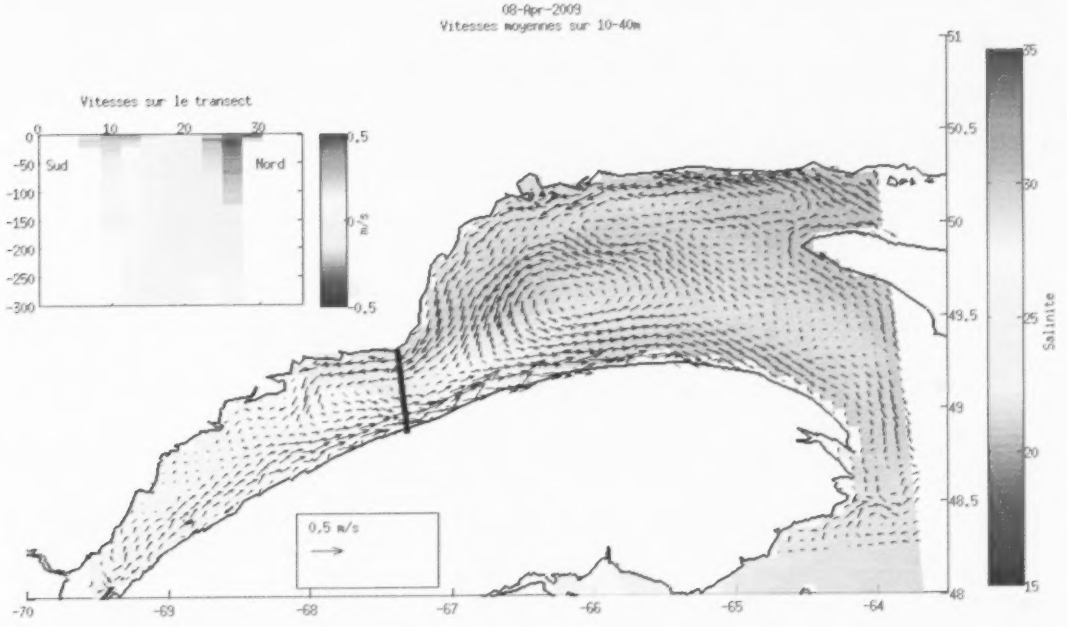


Figure 3.4.1.2-10. Courants moyens simulés sur la couche 10 – 40 m (flèches) superposés à la salinité de surface simulée (échelle de droite) le 8 avril 2009. L'encadré à gauche montre les courants sur le transect de Point-des-Monts (négatif vers l'amont).

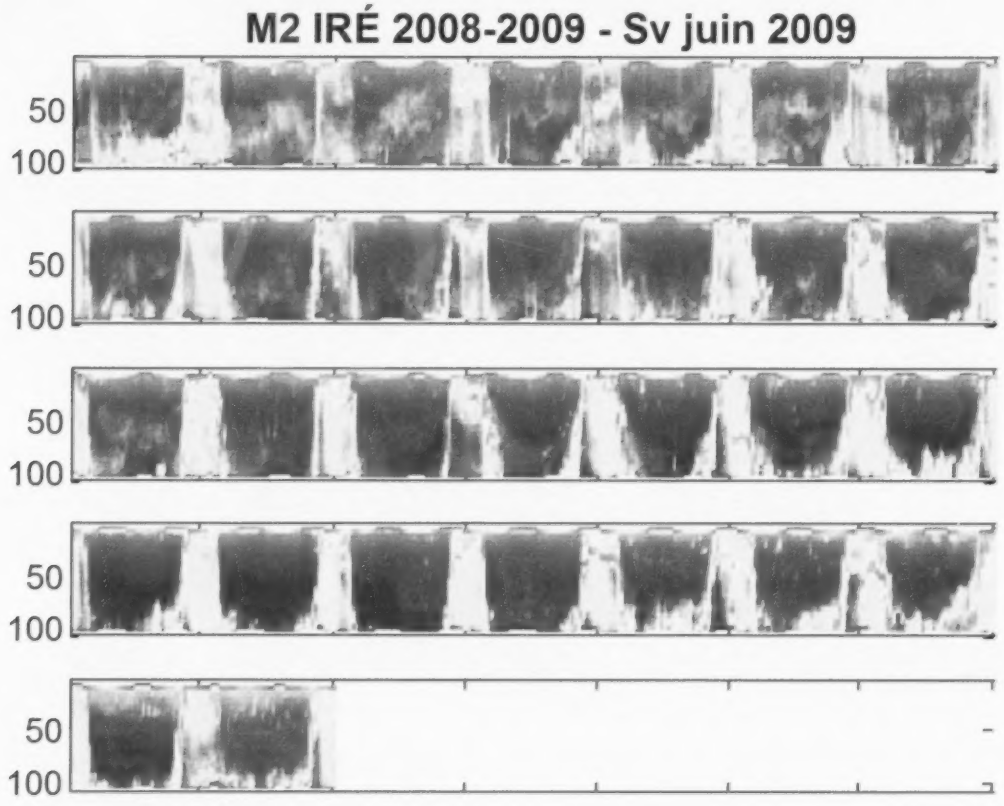


Figure 3.4.1.3-1. Exemple de série temporelle des biomasses acoustiques (Sv en dB re 1 m^{-1}) détectées à la station M2 (Port Cartier) au cours du mois de juin 2009, illustrant les migrations verticales régulières d'organismes dans le champ de mesures de l'ADCP entre 10 et 100 m pendant chaque nuit, ainsi que les biomasses d'organismes épipélagiques non-migrateurs demeurant entre 10 et 50 m le jour, qui sont plus abondants au cours des deux derniers jours. Chaque ligne correspond à une semaine, débutant à 00 h 00.

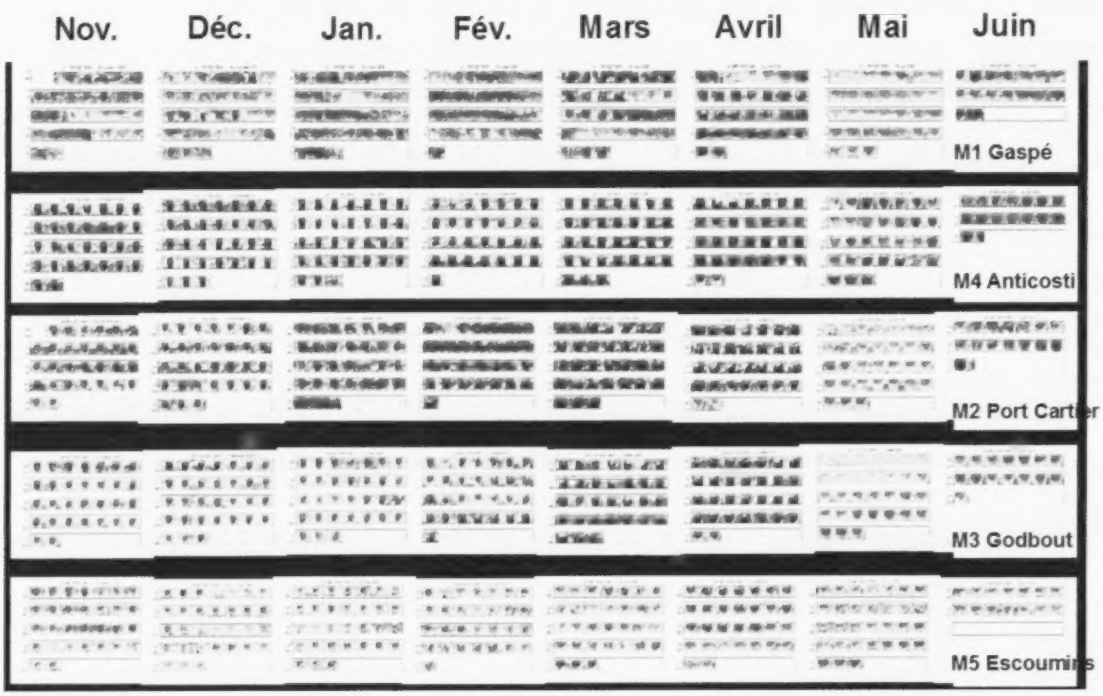


Figure 3.4.1.3-2. Comme à la figure 3.4.1.3-1 mais pour toutes les stations en 2007-2008, illustrant la persistence des patrons diurnes et les périodes de forte et faible abondance à chaque station, résumé à la figure 3.4.1.3-3.

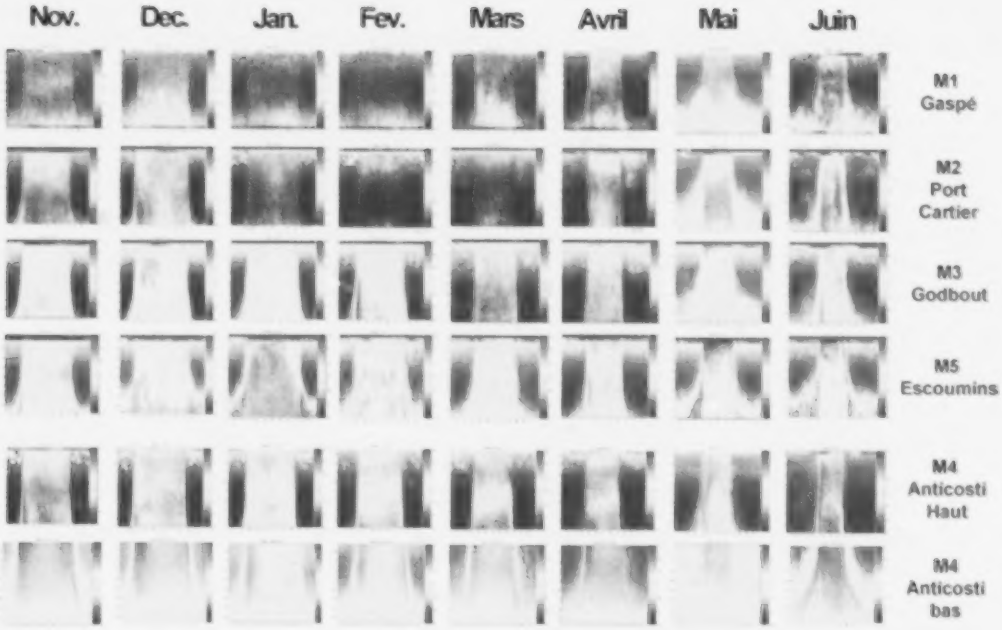


Figure 3.4.1.3-3. Patron médian mensuel de migration verticale nycthémérale calculé à partir des données présentées à la figure 3.4.1.3-2, pour toutes les stations en 2007-2008, illustrant les changements saisonniers de durée du séjour nocturne dans la couche 10-100 m en fonction de la longueur de la période d'éclairement.

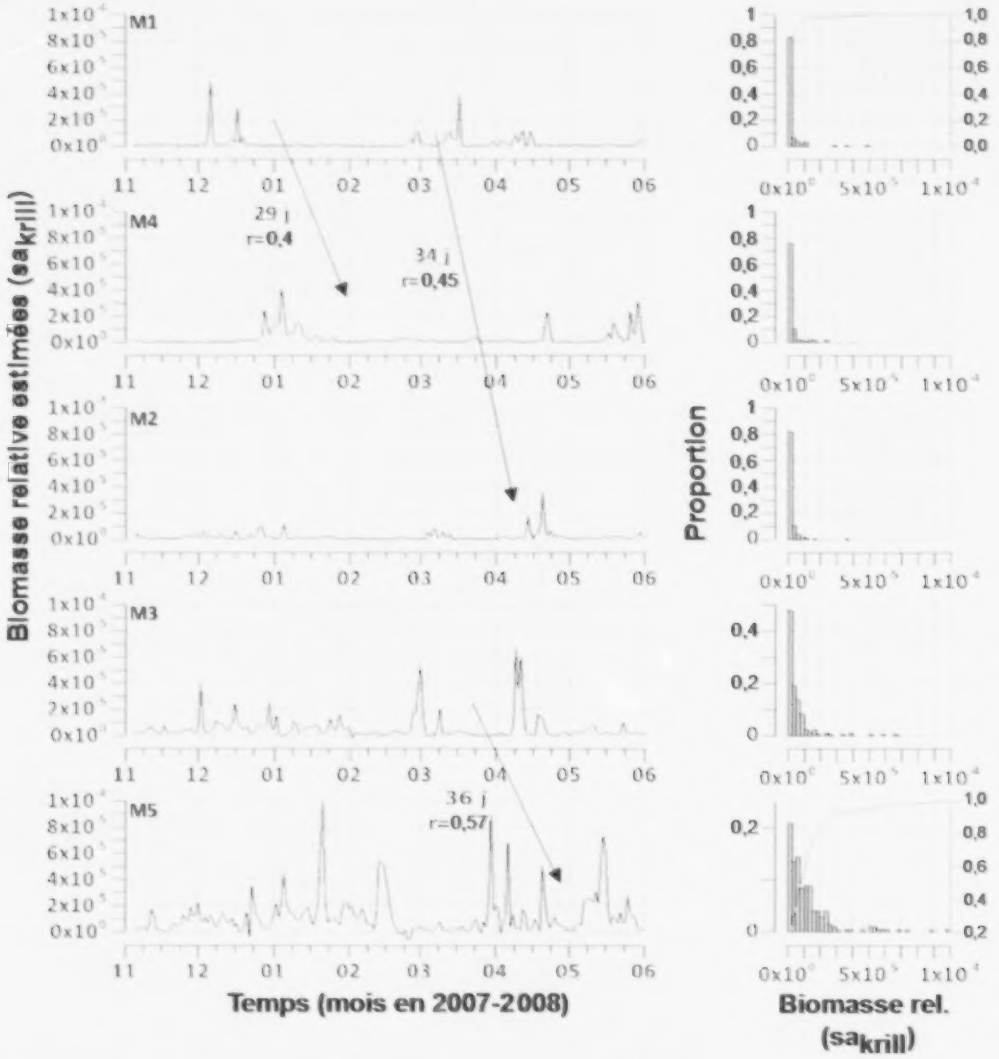


Figure 3.4.1.3-4. Séries temporelles de la biomasse relative de krill estimée (sa_{krill}) aux cinq stations de l'observatoire en 2007-2008, et histogramme (cumulé en rouge) des biomasses, illustrant les abondances relatives moyennes et les fluctuations aux stations. Les flèches indiquent le temps de transfert de la biomasse entre les stations, estimé par inter-corrélation entre les séries.

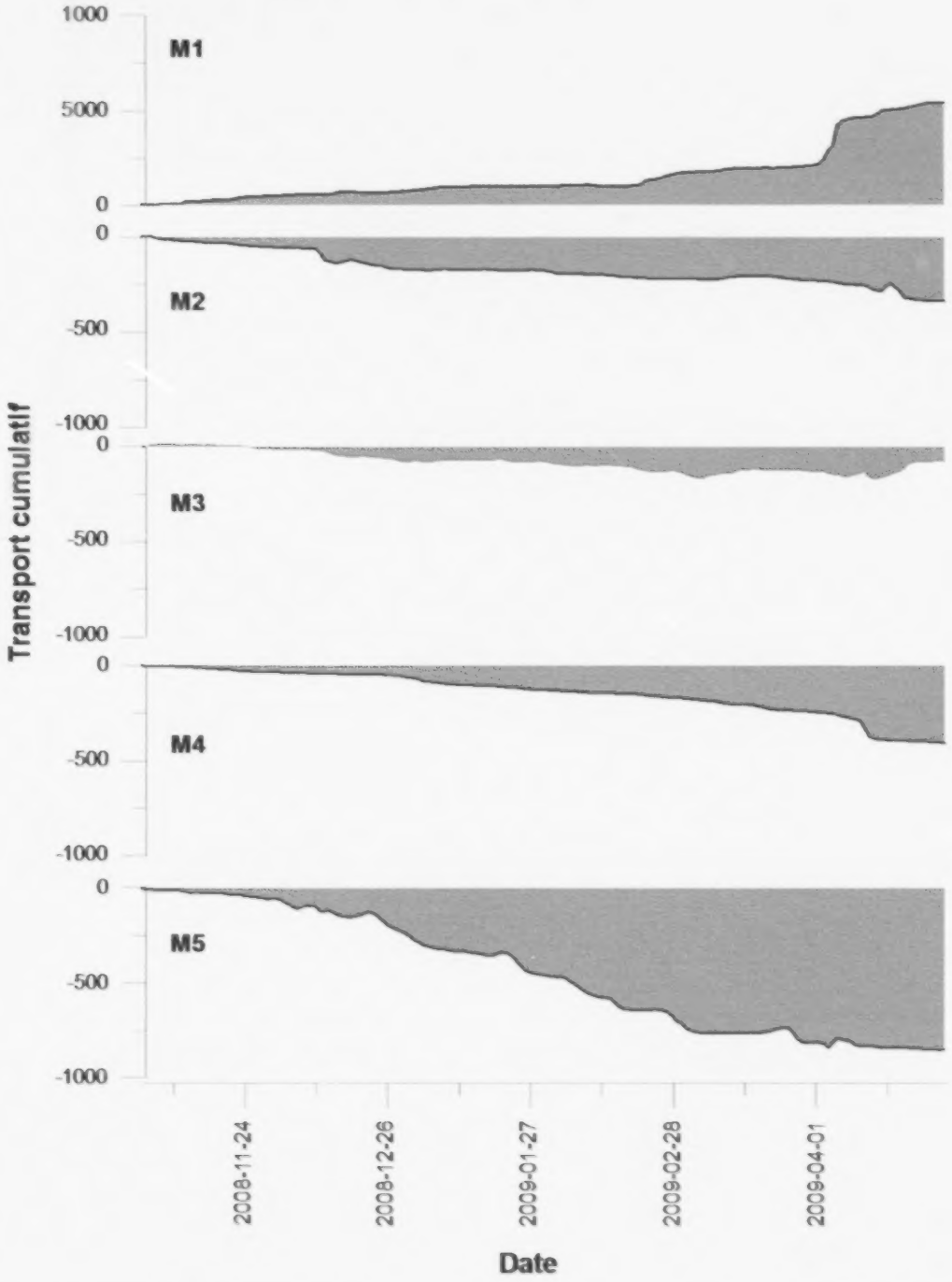


Figure 3.4.1.3-5. Séries temporelles du transport cumulatif de la biomasse de krill (sa_{krill}) estimé aux cinq stations au cours de 2008-2009, illustrant le transport vers l'amont partout sauf à la station M1 du courant de Gaspé. Le transport positif est vers l'aval et le transport négatif est vers l'amont.

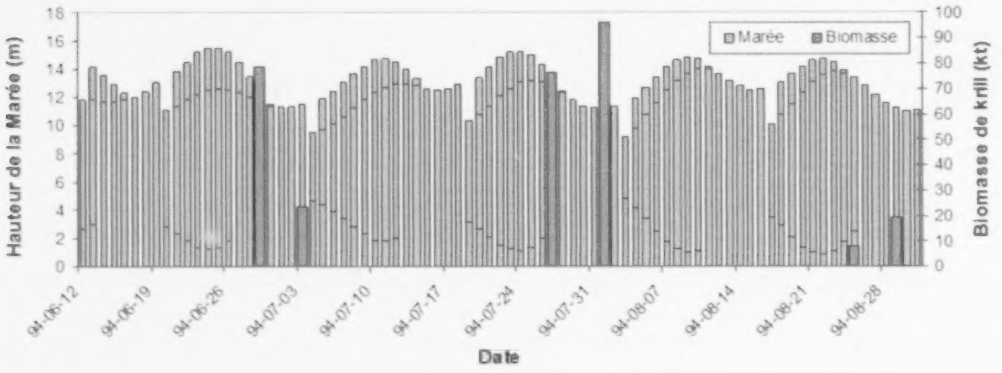


Figure 3.4.2-1. Hauteur (m) journalière maximale de la marée et estimations ponctuelles de la biomasse de krill (t) aux Escoumins de juin à septembre 1994.

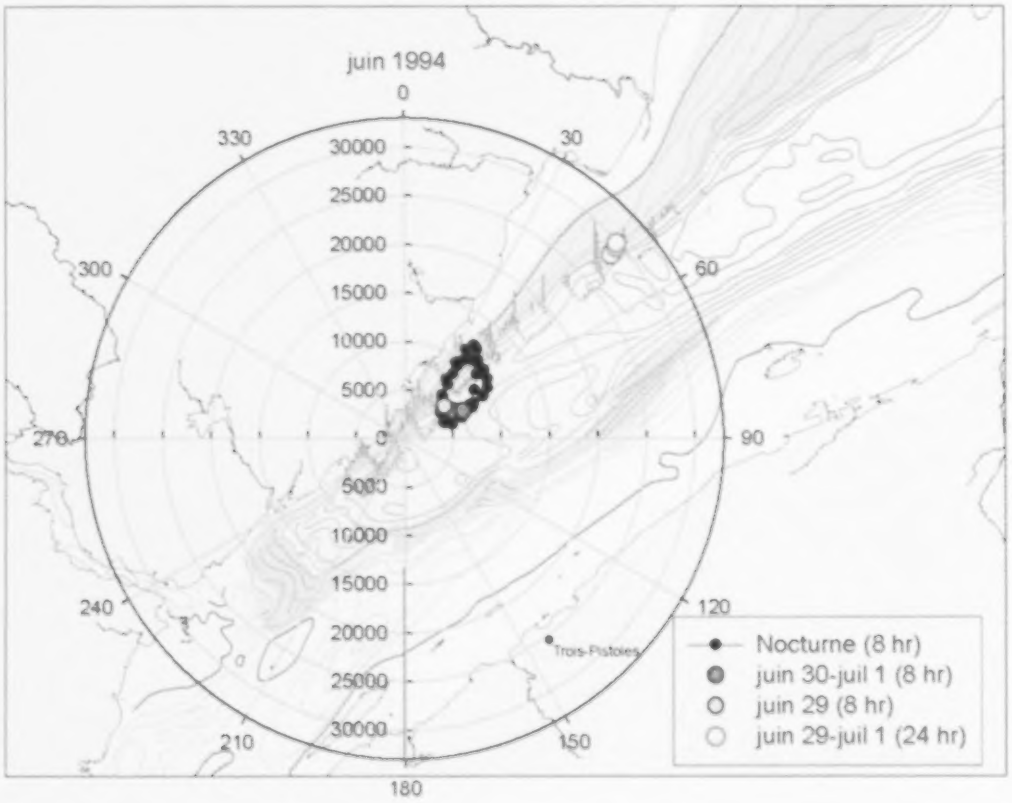


Figure 3.4.2-2. Déplacement net des eaux de surface (km) dans ST3A pour le mois de juin 1994 au cours des 8 heures de nuit (points noirs), incluant le 29 juin (point vert), les 30 juin-1 juillet (points rouges) et sur 24 heures (points jaunes) du 29 juin au 1 juillet.

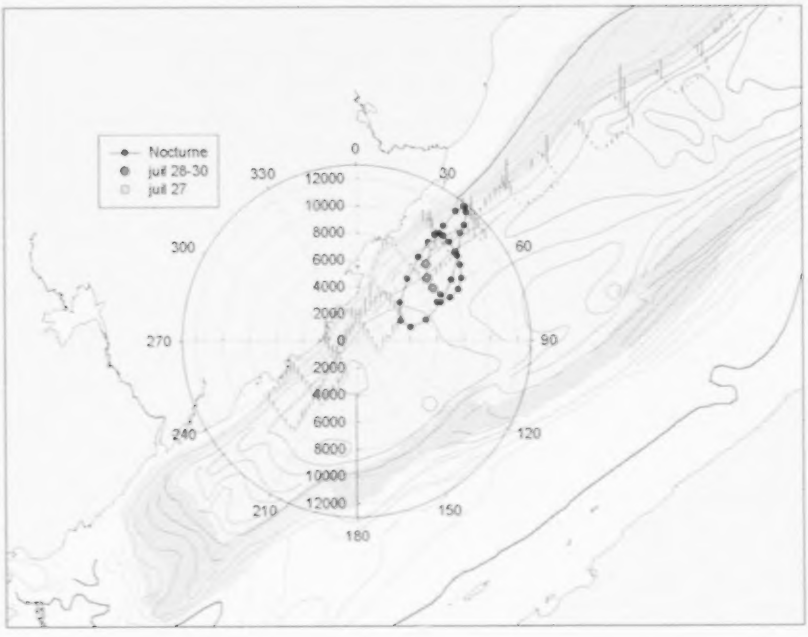


Figure 3.4.2-3. Déplacement net des eaux de surface (km) dans ST3A pour le mois de juillet 1994 au cours des 8 heures de nuit (points noirs), incluant le 27 juillet (point vert) et les 28-29 juillet (points rouges).

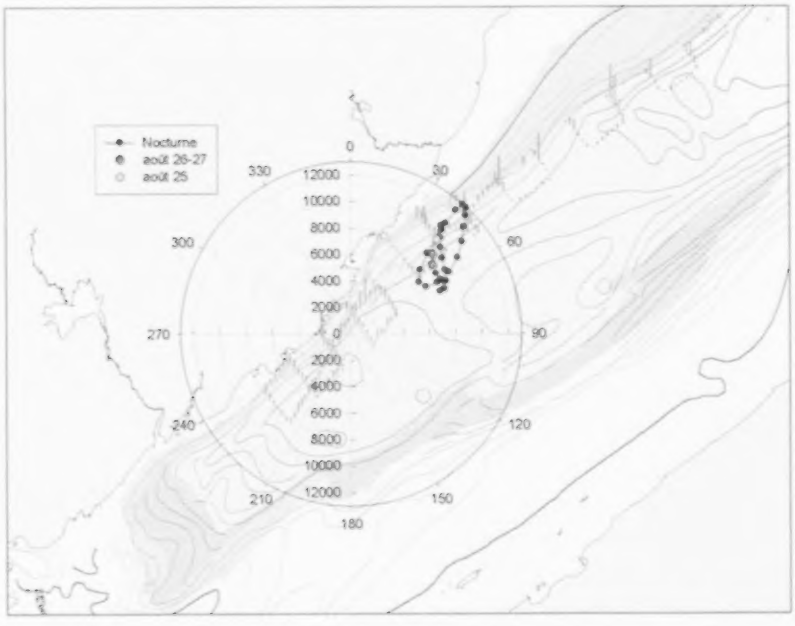


Figure 3.4.2-4. Déplacement net des eaux de surface (km) dans ST3A pour le mois d'août 1994 au cours des 8 heures de nuit (points noirs), incluant le 25 août (point vert) et les 26-27 août (points rouges).

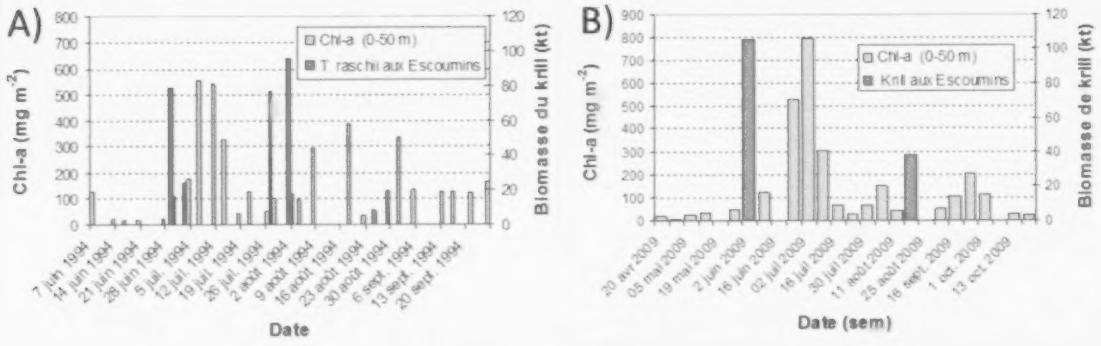


Figure 3.4.2-5. Concentration en chlorophylle a (mg m^{-2}) à la station Rimouski et estimations ponctuelles de la biomasse de krill (t) aux Escoumins de juin à août 1994 (A) et d'avril à octobre 2009 (B).

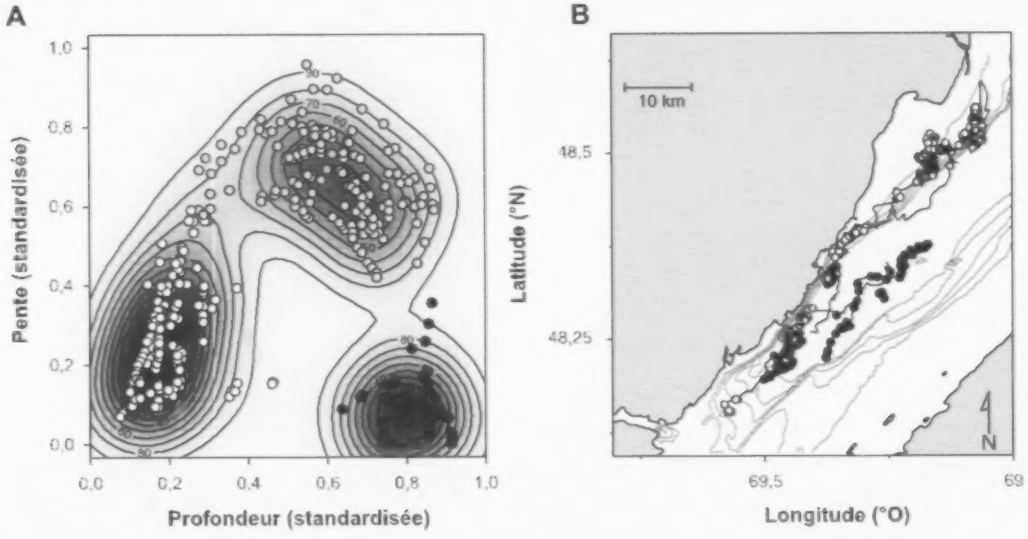


Figure 4.1.1-1. Caractéristiques environnementales des habitats utilisés (A). Chaque point correspond à une plongée d'alimentation. Les iso-lignes représentent les contours de densité nivelés. Les plongées ont été classifiées en trois groupes par une analyse d'agglomération non-hiérarchique (k-means); blanc: habitat type I (plateau); gris: habitat type II (pente); noir: habitat type III (mi-chenal). Position des plongées d'alimentation correspondant à chaque type d'habitat (B). Les couleurs sont les mêmes qu'en (A). Tirée de Doniol-Valcroze et al. (2012).

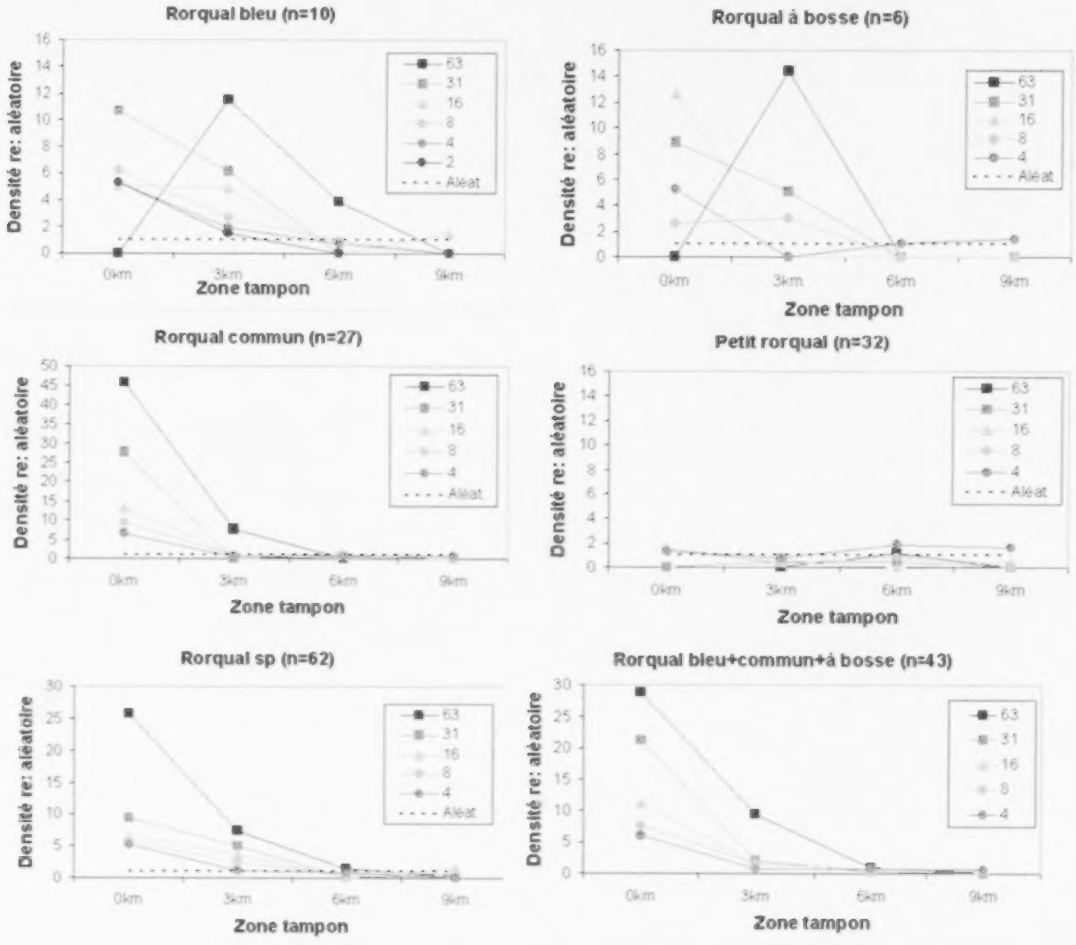


Figure 4.1.2.1-1. Indice d'association d'espèces exprimé par la densité observée de prédateurs mysticètes relativement à une distribution aléatoire au sein et autour des agrégations de densités variables ($g \cdot m^{-2}$) de Thysanoessa raschii.

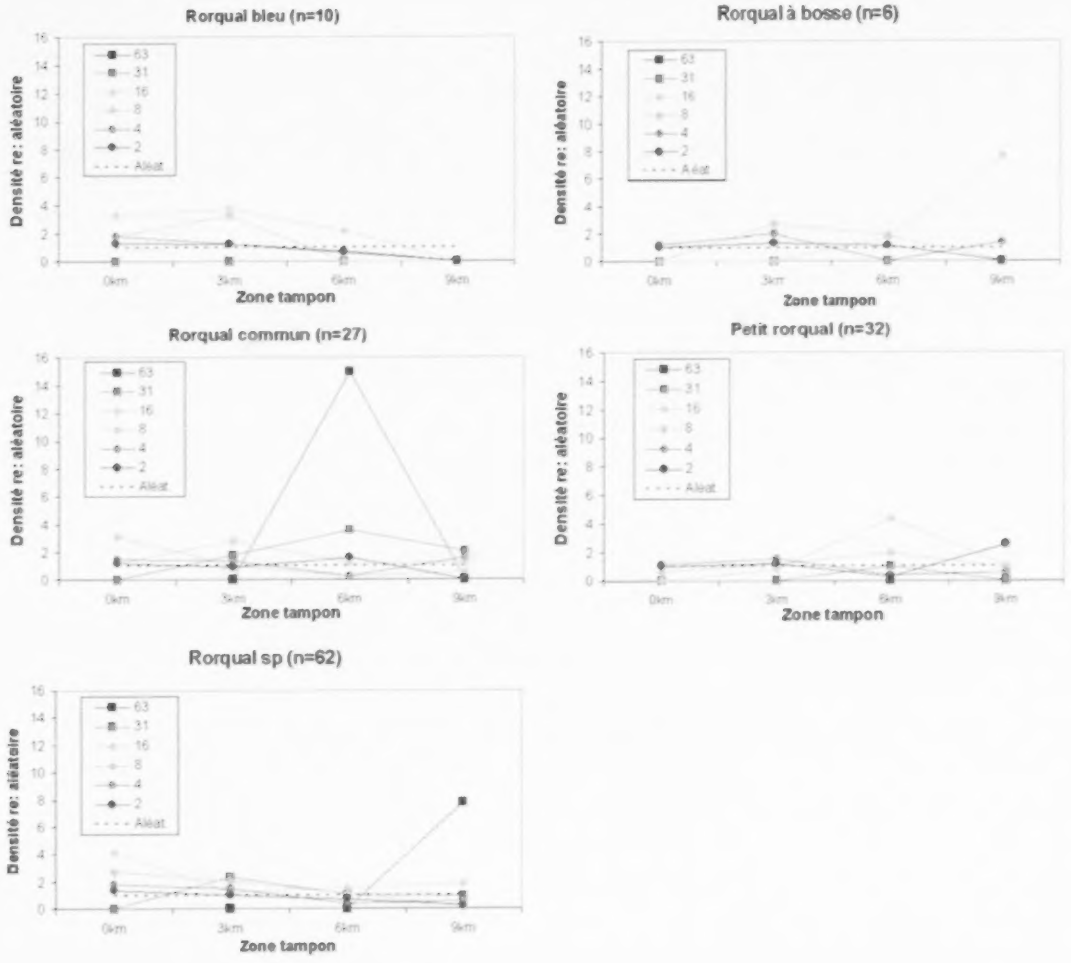


Figure 4.1.2.1-2. Indice d'association d'espèces exprimé par la densité observée de prédateurs mysticètes relativement à une distribution aléatoire au sein et autour des agrégations de densités variables de Meganyctiphanes norvegica.

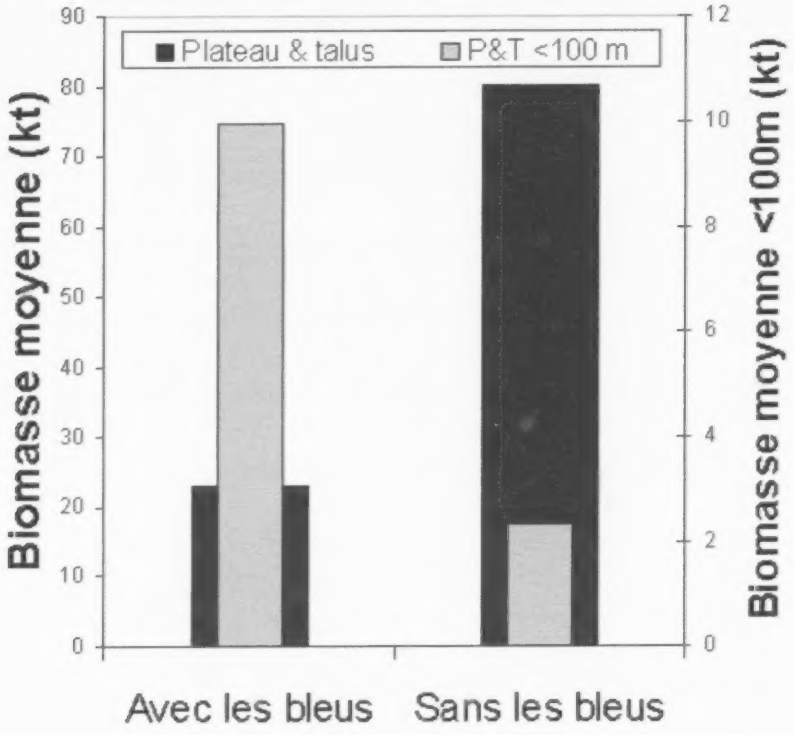


Figure 4.1.2.2-1. Biomasse moyenne de T. raschii *dans les habitats du plateau et du talus pour toute la colonne d'eau (bleu foncé) et à moins de 100 m de la surface (bleu pâle) dans les strates avec et sans rorquals bleus.*

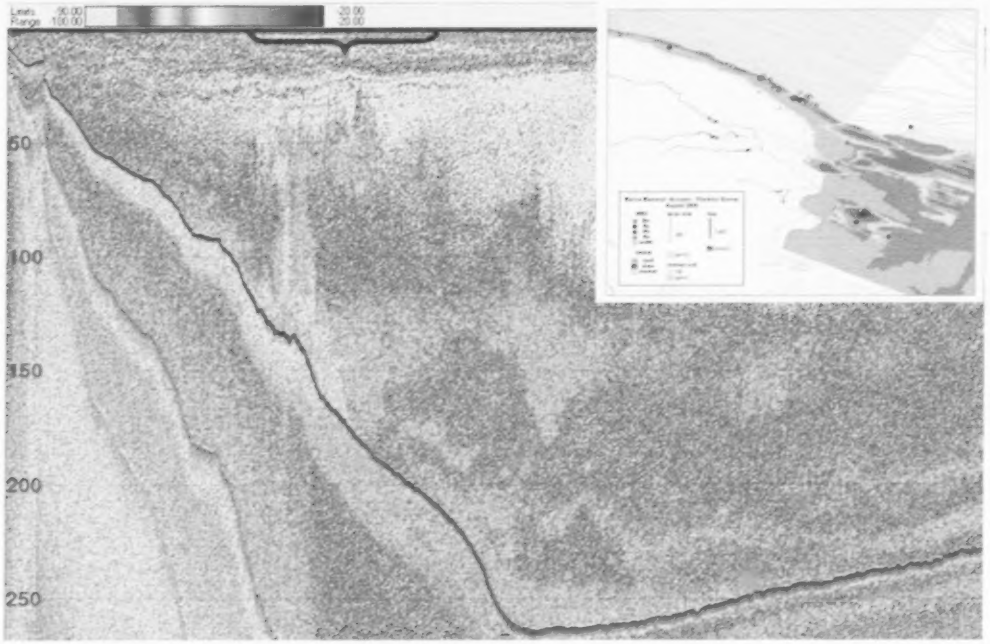


Figure 4.1.2.2-2. Échogramme enregistré à la strate ST7 en août 2009 montrant deux agrégations de Thysanoessa raschii, *une au fond et l'autre dans la colonne d'eau entre 40 et 60 m, et l'étendue des observations de mammifères marins (encadré).*

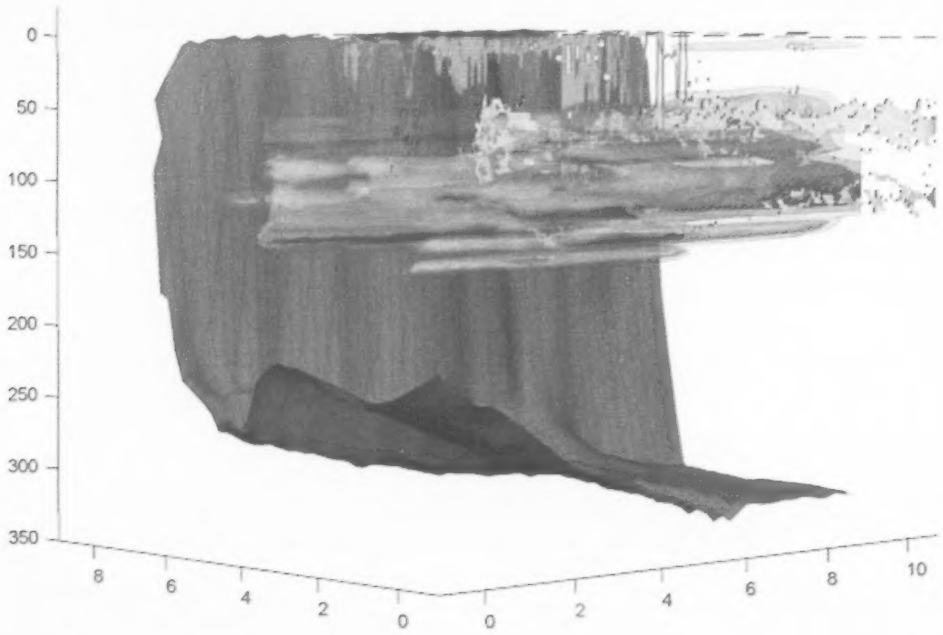


Figure 4.1.2.2-3. Reconstruction de l'agrégation de Thysanoessa raschii *(vert : faible, rouge : forte densité) et de la trajectoire d'alimentation d'un rorqual bleu (lignes roses; points bleus = évènements d'alimentation) marqué le 25 août à la tête du chenal Laurentien. Abscisse en km et ordonnée en m.*

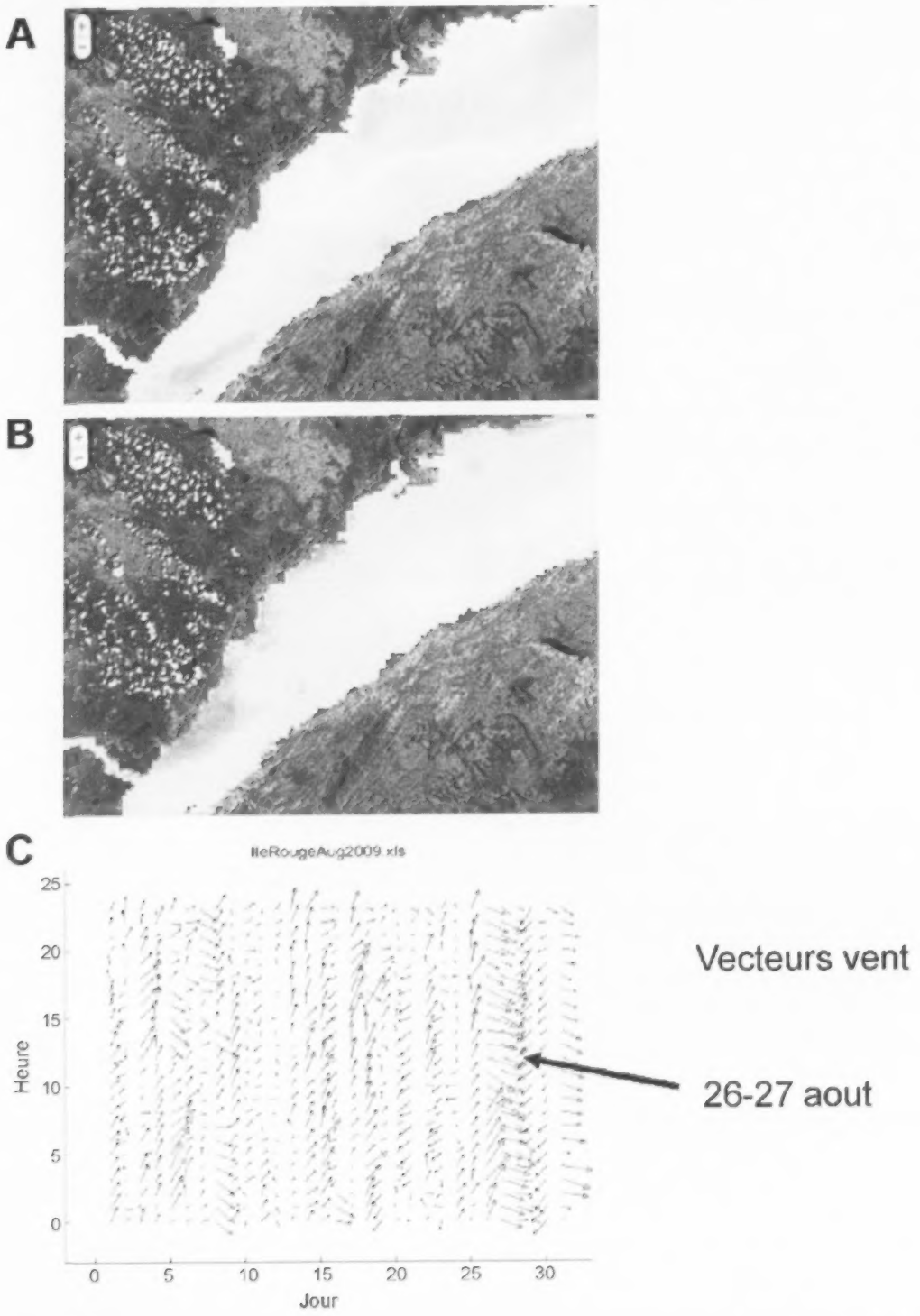


Figure 4.1.2.2-4. Images satellitaires composites de la température de surface de l'eau dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre le 23 et le 25 août (A) et le 28 et le 30 août (B), et les vecteurs de vent pour l'île Rouge en août 2009 (C).

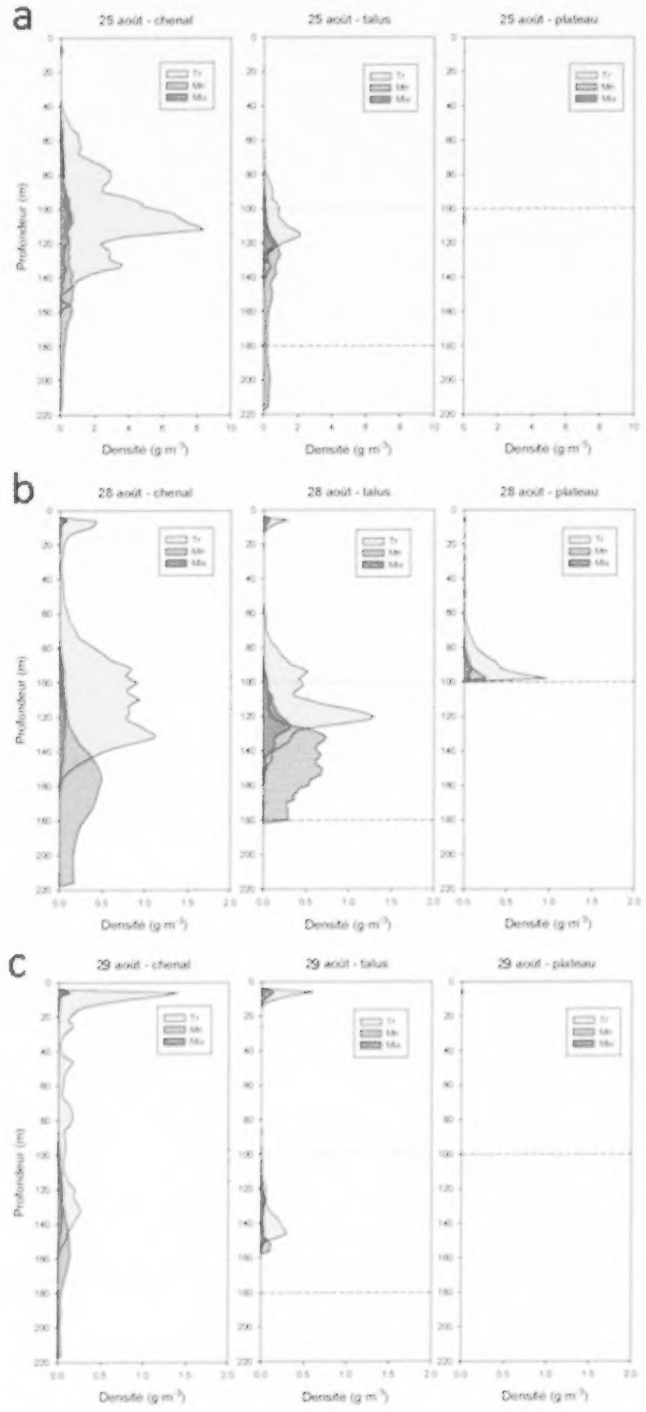


Figure 4.1.2.2-5. Distribution verticale de la densité (g m^{-3}) de Thysanoessa raschii, Meganyctiphanes norvegica *et une classe mixte pendant le jour à la tête du chenal Laurentien par type d'habitat le 25 août (A), le 28 août (B) et le 29 août (C) 2009.*

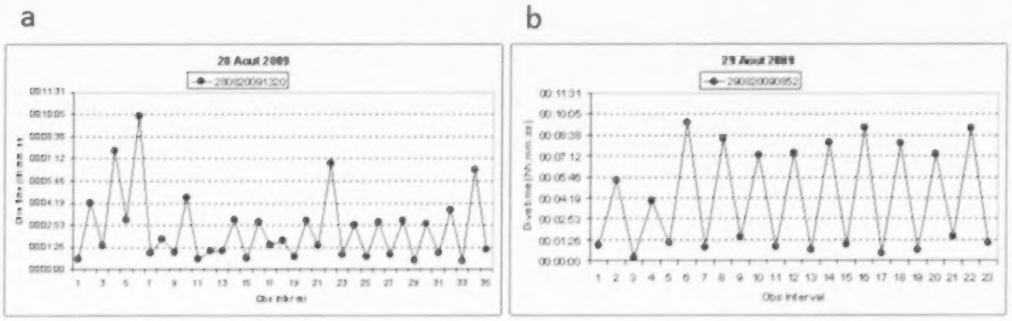


Figure 4.1.2.2-6. Temps en plongée et en surface pour deux rorquals bleus le 28 août (A) et le 29 août (B) 2009.

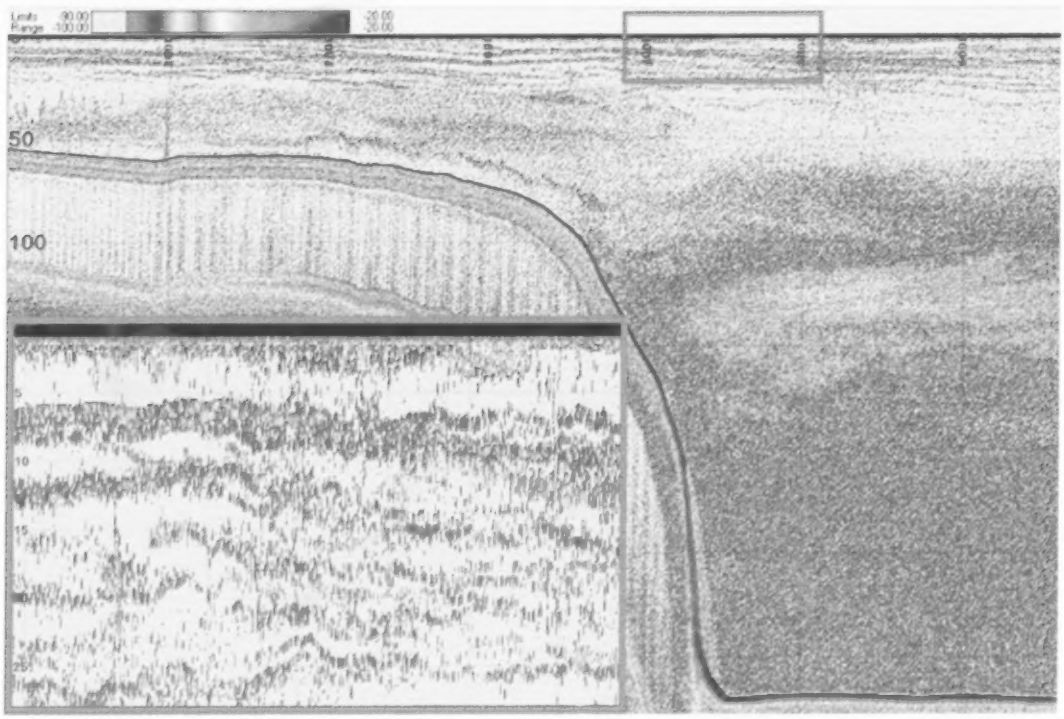


Figure 4.1.2.2-7. Échogramme enregistré à la tête du chenal Laurentien le 28 août 2009 dans une zone d'alimentation intense en surface des mammifères marins incluant le rorqual bleu; essaims de Thysanoessa raschii *en surface entre 4 à 7 m (encadré).*

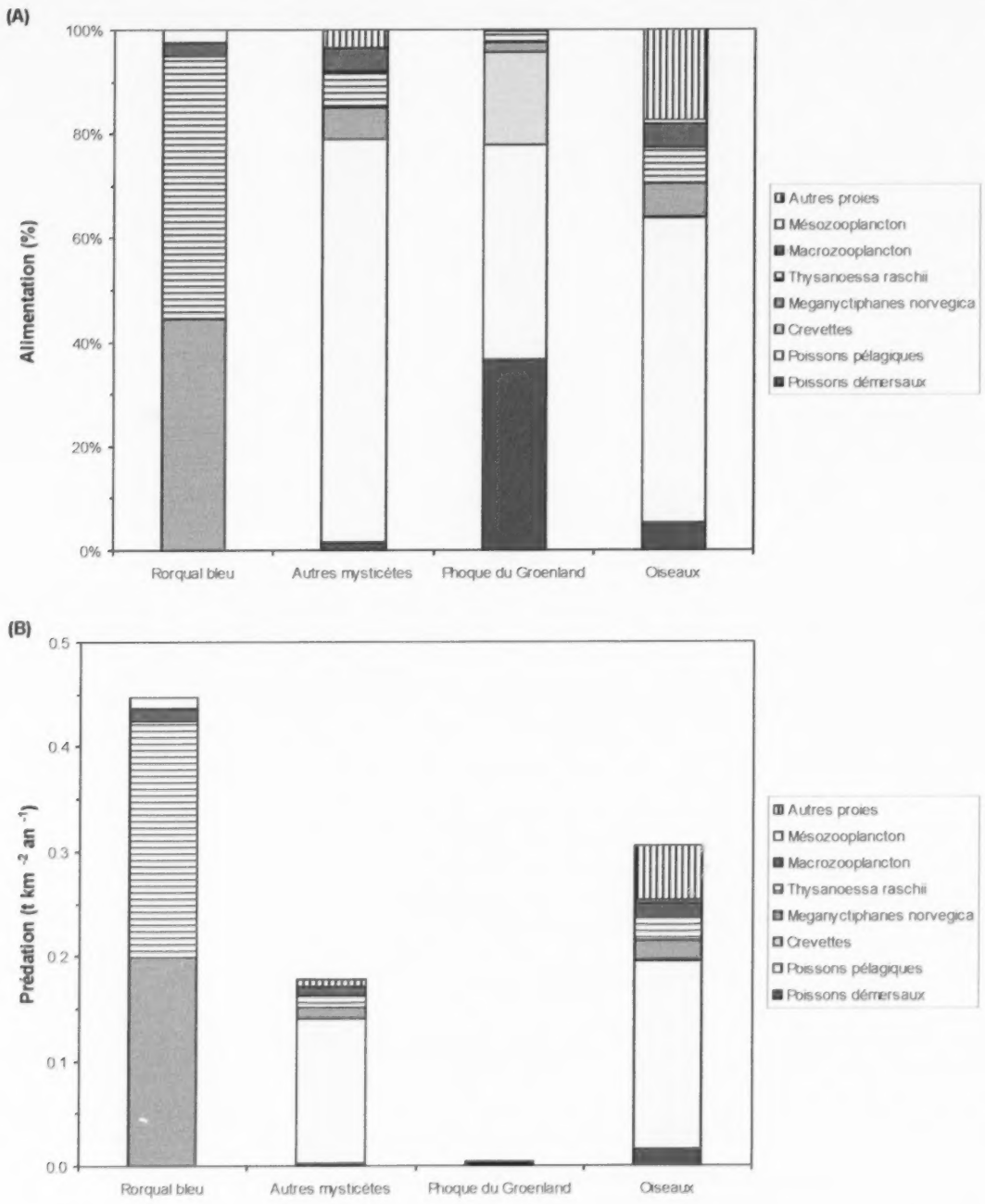


Figure 4.2-1. (A) Alimentations des principaux prédateurs de krill au niveau supérieur du réseau trophique de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. (B) Représentation des alimentations en termes de prédation. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux).

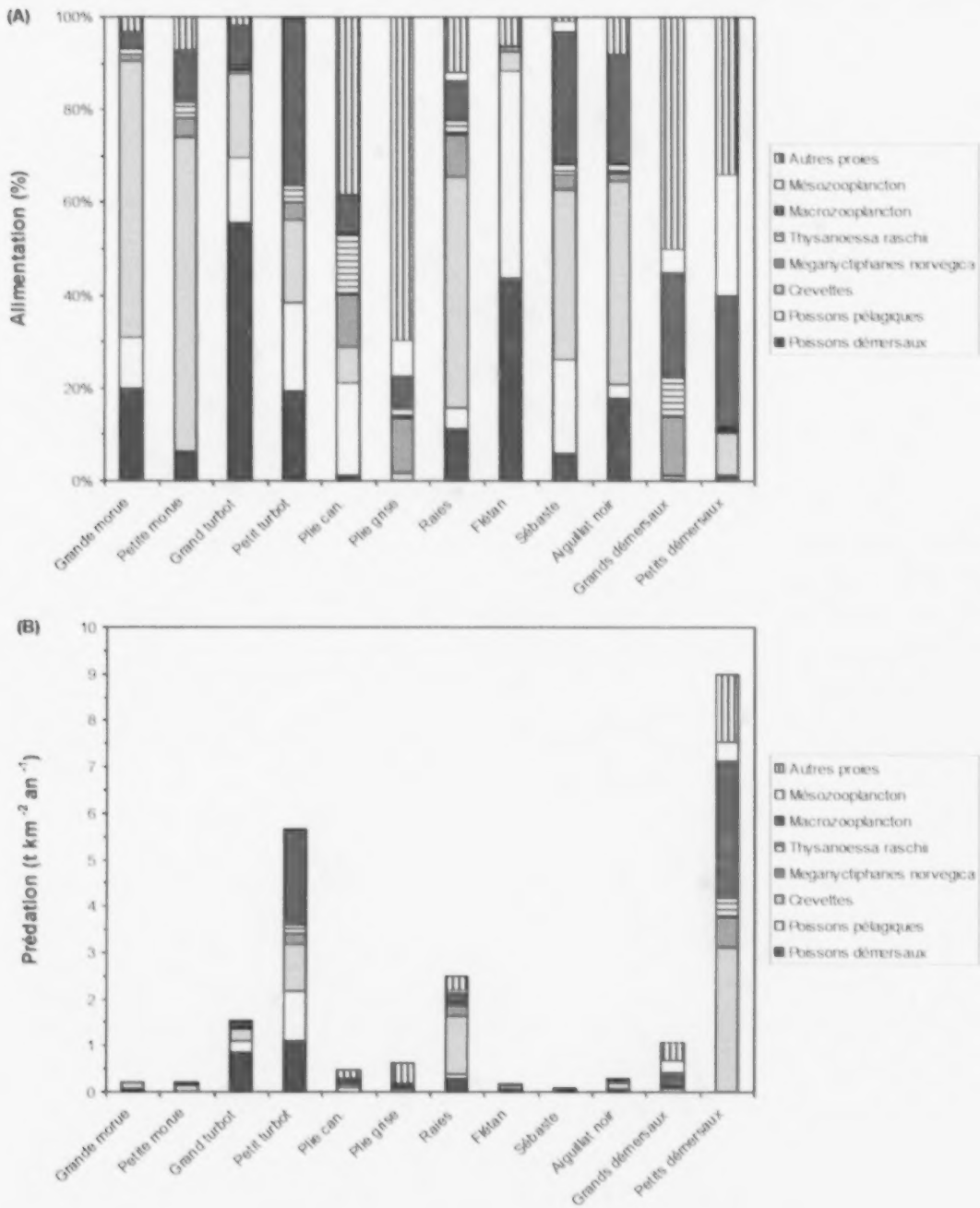


Figure 4.2-2. (A) Alimentations des principaux prédateurs de krill au niveau des poissons démersaux de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. (B) Représentation des alimentations en termes de prédation. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux).

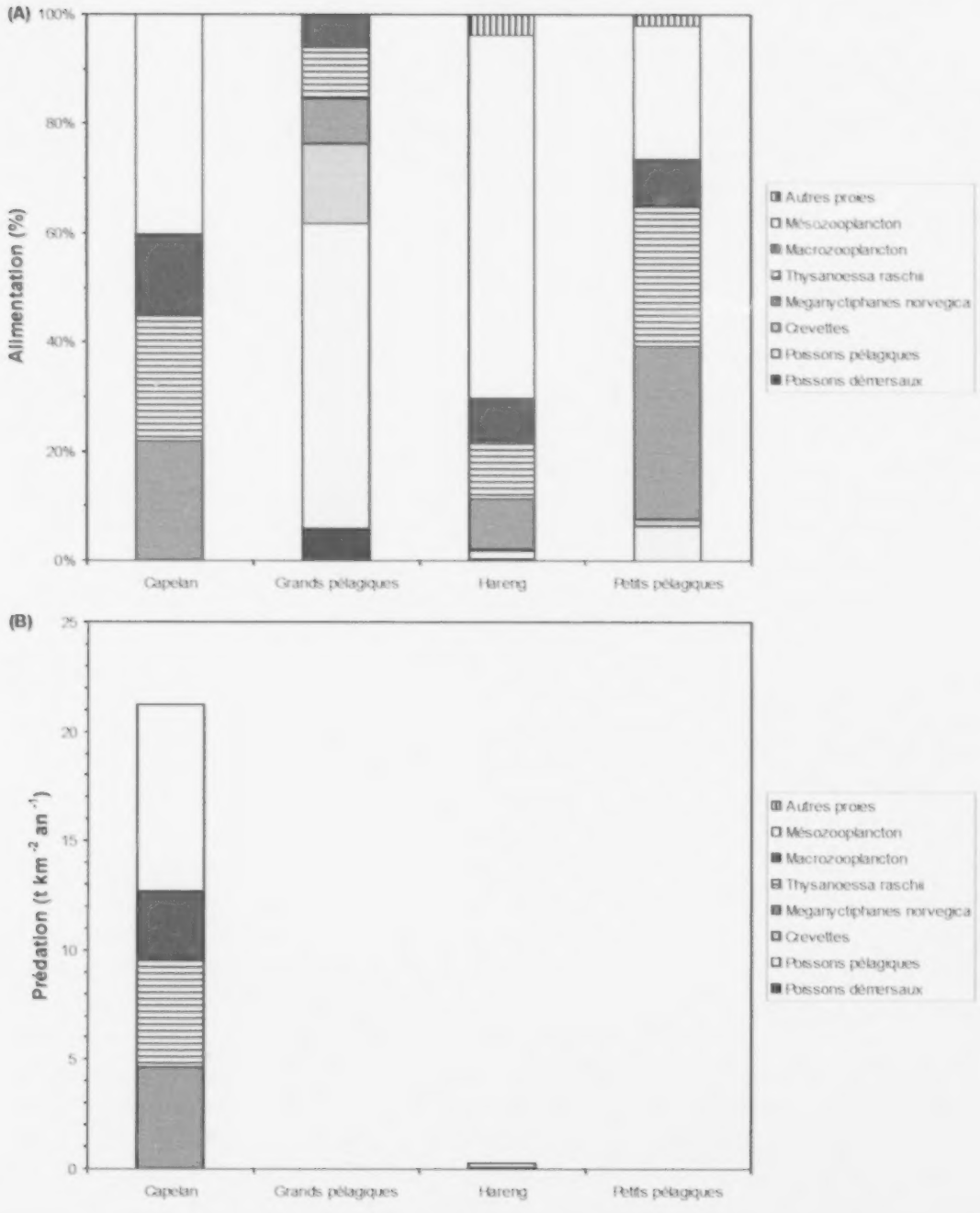


Figure 4.2-3. (A) Alimentations des principaux prédateurs de krill au niveau des poissons pélagiques de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. (B) Représentation des alimentations en termes de prédation. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux).

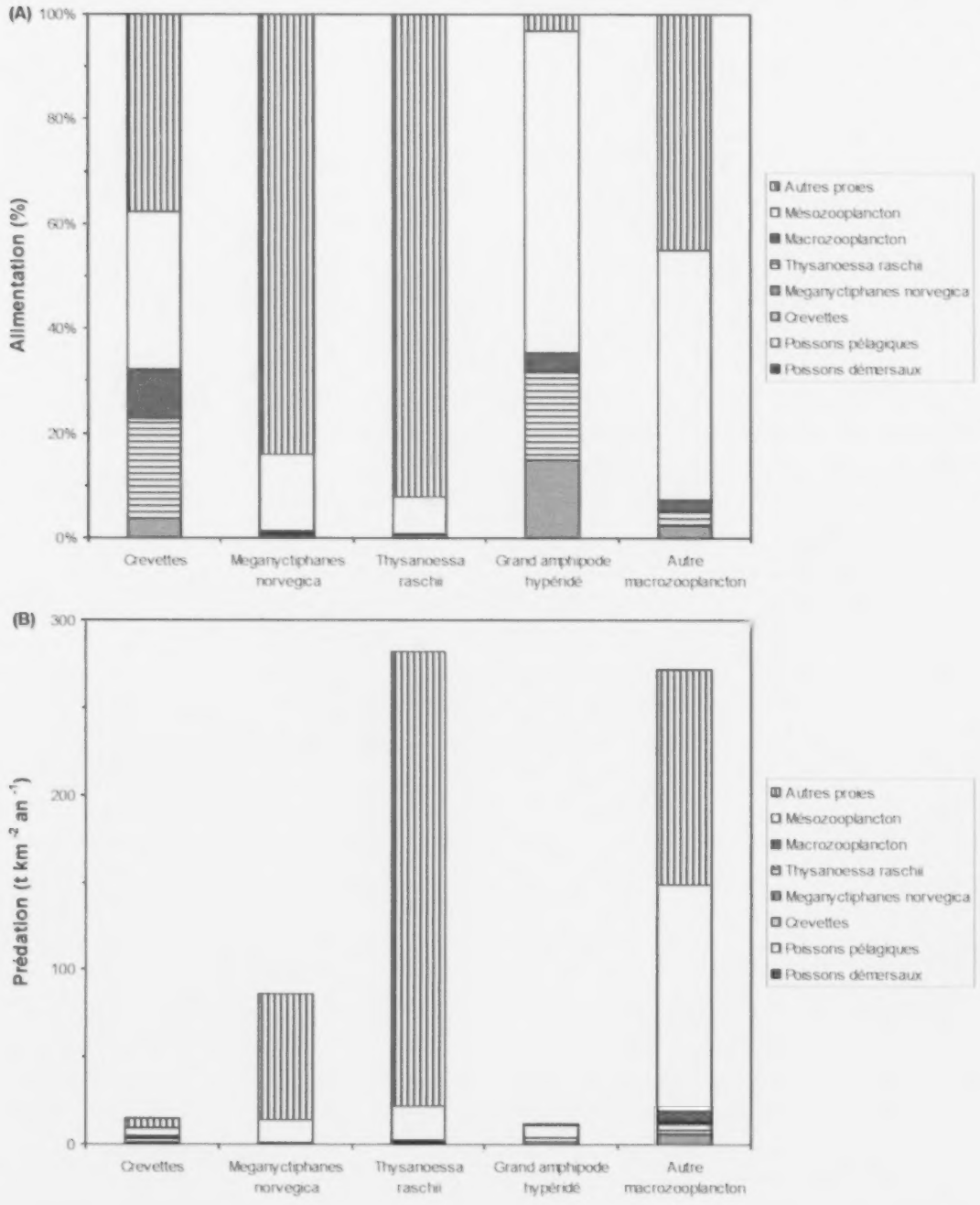


Figure 4.2-4. (A) Alimentations des principaux prédateurs de krill au niveau des invertébrés de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. (B) Représentation des alimentations en termes de prédation. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux).

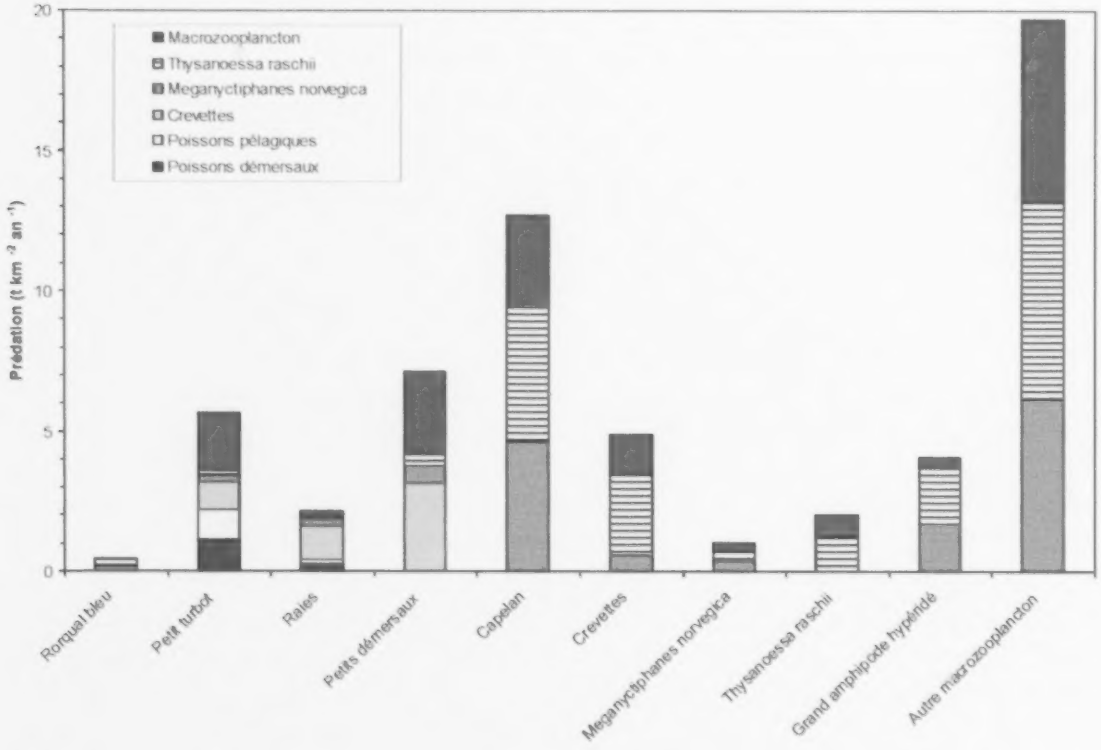


Figure 4.2-5. Principaux prédateurs de krill (T. raschii et M. norvegica) dans l'EMSL. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux). Les flux de prédation sur le mésozooplancton et les autres proies ne sont pas représentés dans la figure.

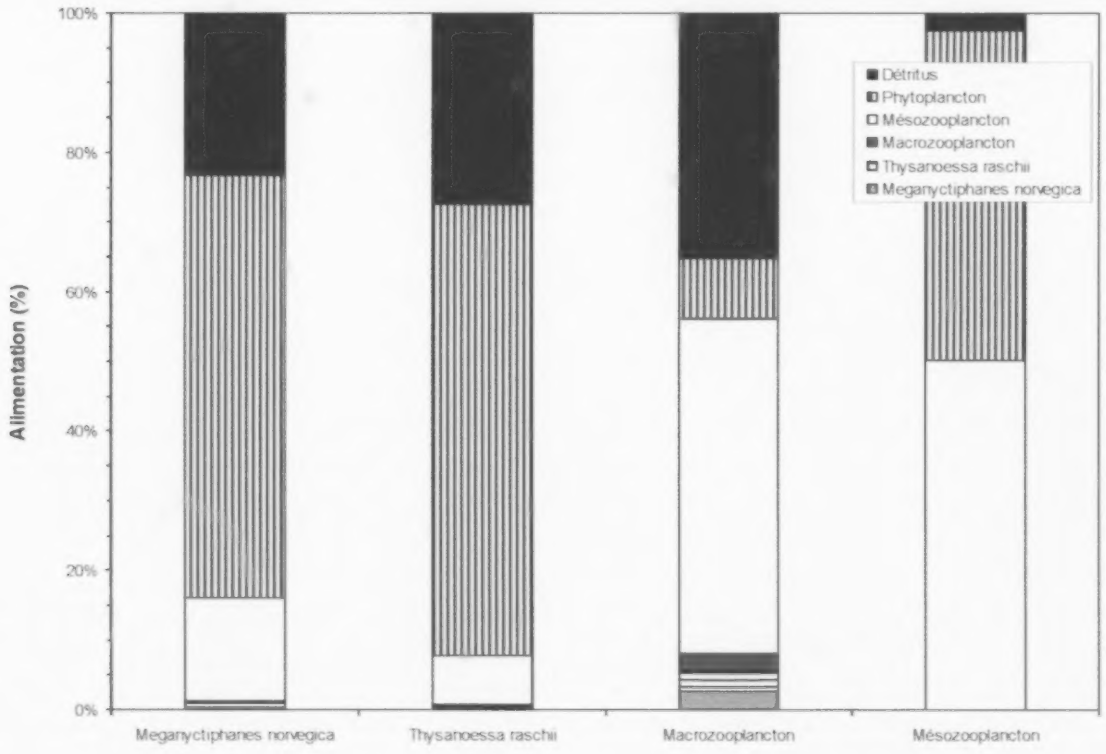


*Figure 4.2-6. Alimentation du krill (*T. raschii *et* M. norvegica*) et de ses principaux compétiteurs dans l'EMSL. Macrozooplancton : espèces de macrozooplancton autres que le krill (amphipodes hypéridés, mysidacés, chétognathes et plancton gélatineux).*

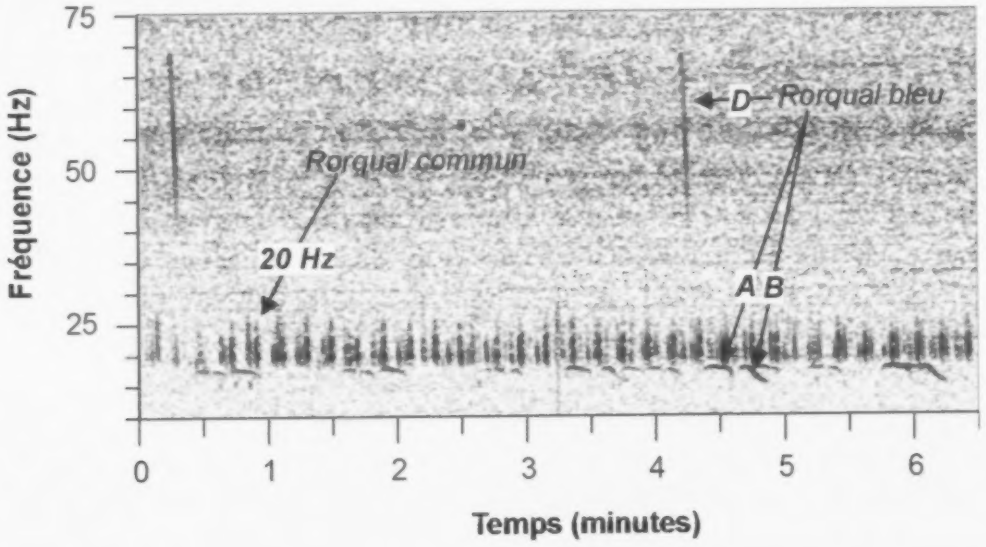


Figure 5.3.1-1. Spectrogramme d'un enregistrement acoustique de sept minutes dans le Saint-Laurent présentant trois types de sons typiques produits par les rorquals bleus et communs entre 15 et 75 Hz, chevauchant la bande de fréquences où le bruit dû à la navigation maritime est maximal. Tirée de Simard 2009b.

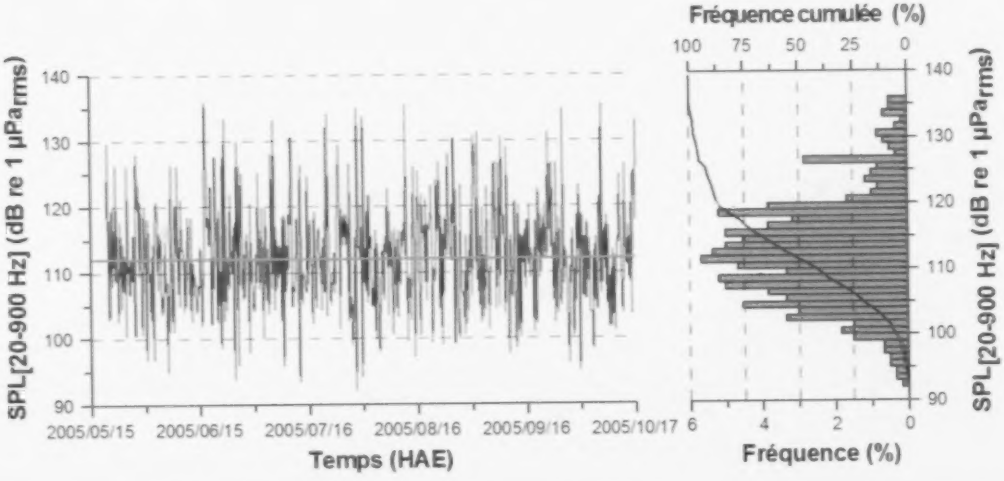


Figure 5.3.1-2. Série de cinq mois du niveau de bruit large bande mesurée de la mi-mai à la mi-octobre dans le chenal Laurentien, près du fond à 286 m, à l'embouchure de l'estuaire maritime du Saint-Laurent dans la voie de navigation au large de Matane. Histogramme et fréquence cumulée des valeurs. La ligne rouge indique la médiane (fréquence cumulée = 50 %). Tirée de Simard et al. (2010).

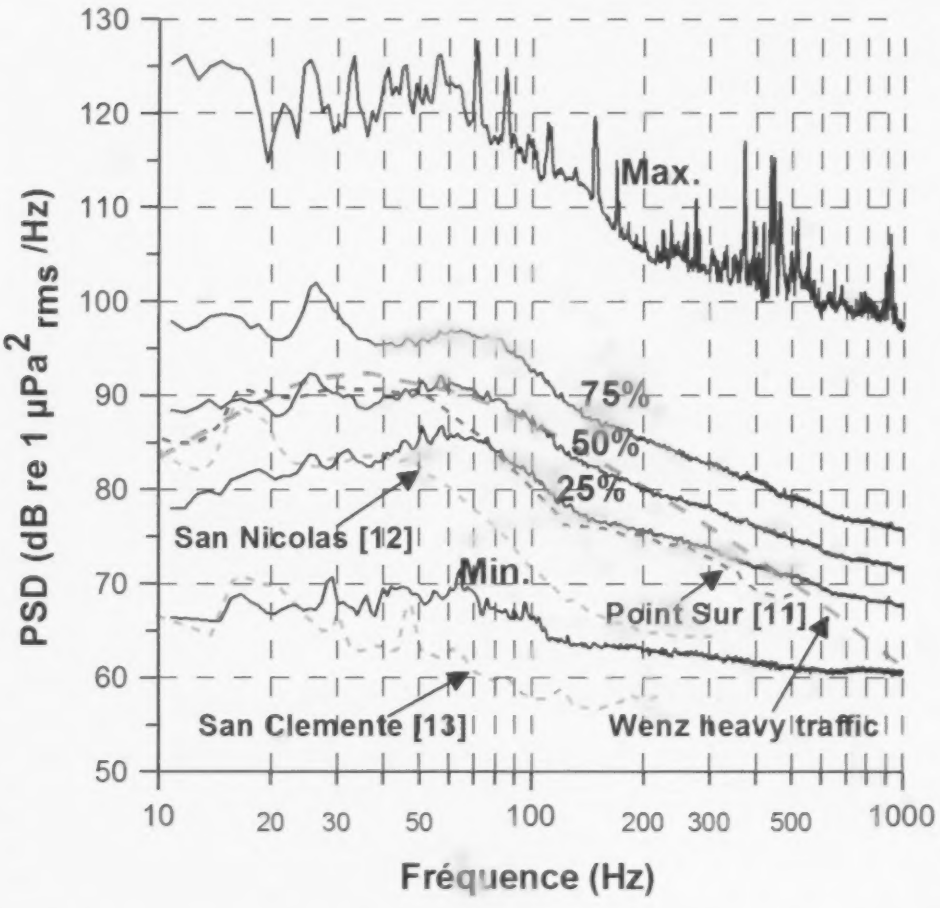


Figure 5.3.1-3. Distribution de probabilité cumulée du bruit ambiant en aval dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent en fonction de la fréquence entre 10 Hz et 1000 Hz de la série de cinq mois présentée à la Figure 5.3.1-2. Des niveaux de références extraits de la littérature sont présentés en traits interrompus de couleur. Noter que la médiane (niveau de 50 %) chevauche le niveau de Wenz pour le trafic maritime élevé dans les océans. Tirée de Simard et al. (2010).

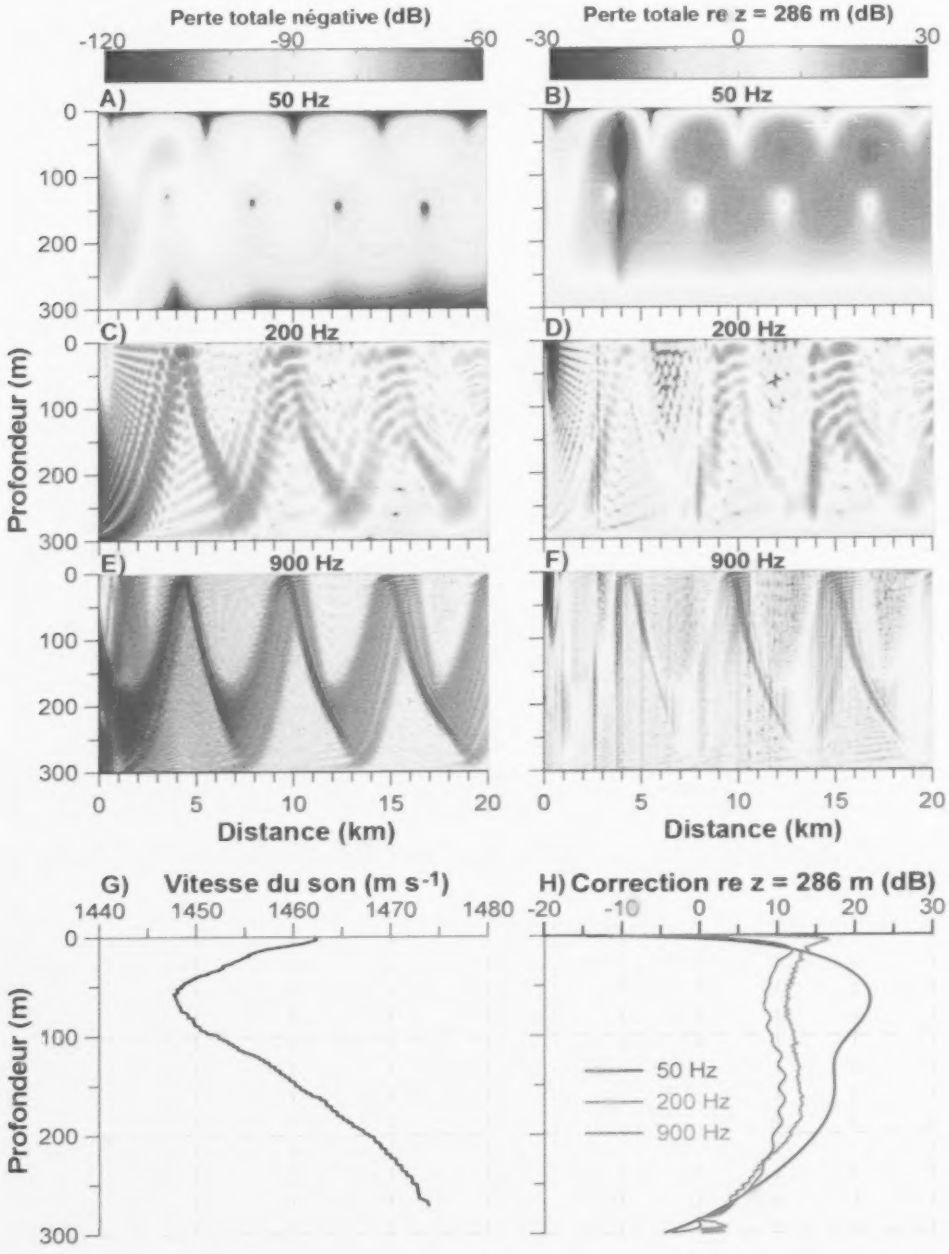


Figure 5.3.1-4. Modélisation de la propagation du bruit rayonné par les navires à différentes fréquences en fonction de la distance du navire dans le chenal de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (A, C, E) illustrant la complexité de la structure spatiale de l'intensité du son en fonction de la distance de la source pour différentes fréquences acoustiques et a dépendance du bruit moyen mesuré dans l'estuaire maritime en fonction de la profondeur de la collecte des enregistrements (B, D, F), dû au profil vertical de vitesse du son. Le panneau H donne les corrections à ajouter aux mesures effectuées à 286 m pour obtenir le bruit moyen à différentes profondeurs dans la voie de navigation à Matane (voir Simard et al. 2010).

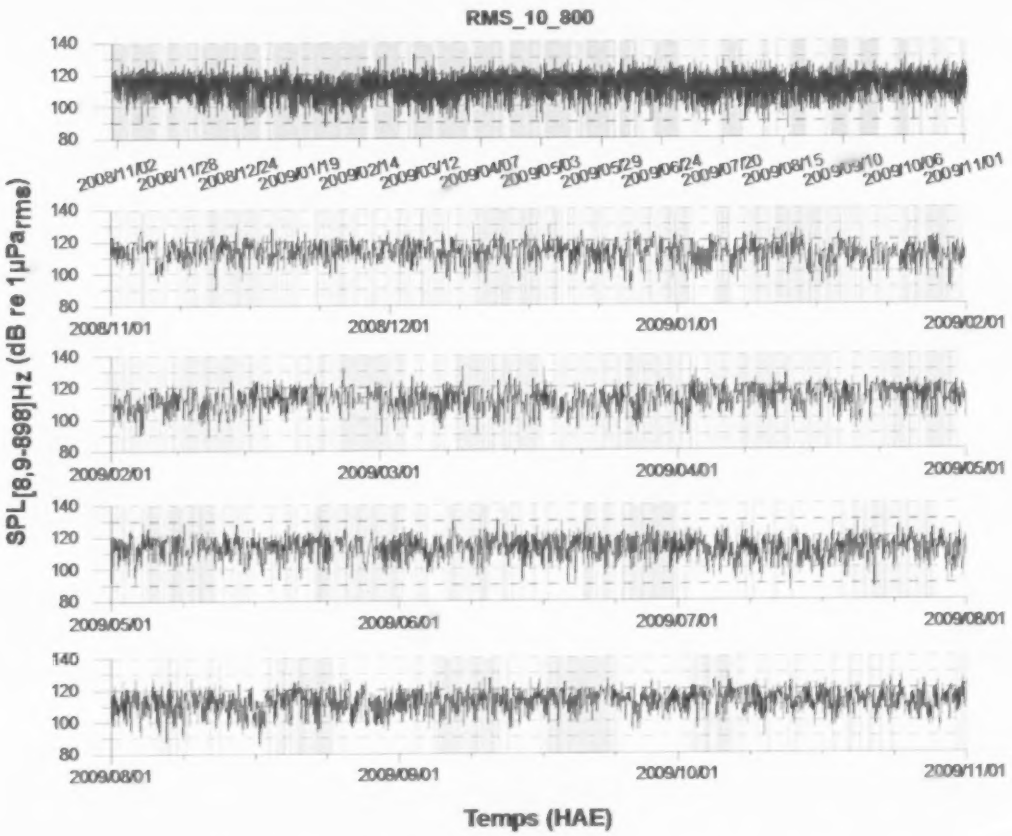


Figure 5.3.1-5. Série de 12 mois du niveau de bruit large bande mesurée dans le chenal au centre de l'estuaire maritime du Saint-Laurent et de la voie de navigation, près du fond à 306 m, au large de Baie-des-Sables La série est présentée en entier dans le panneau d'en haut et par période de 3 mois dans les 4 panneaux du dessous.

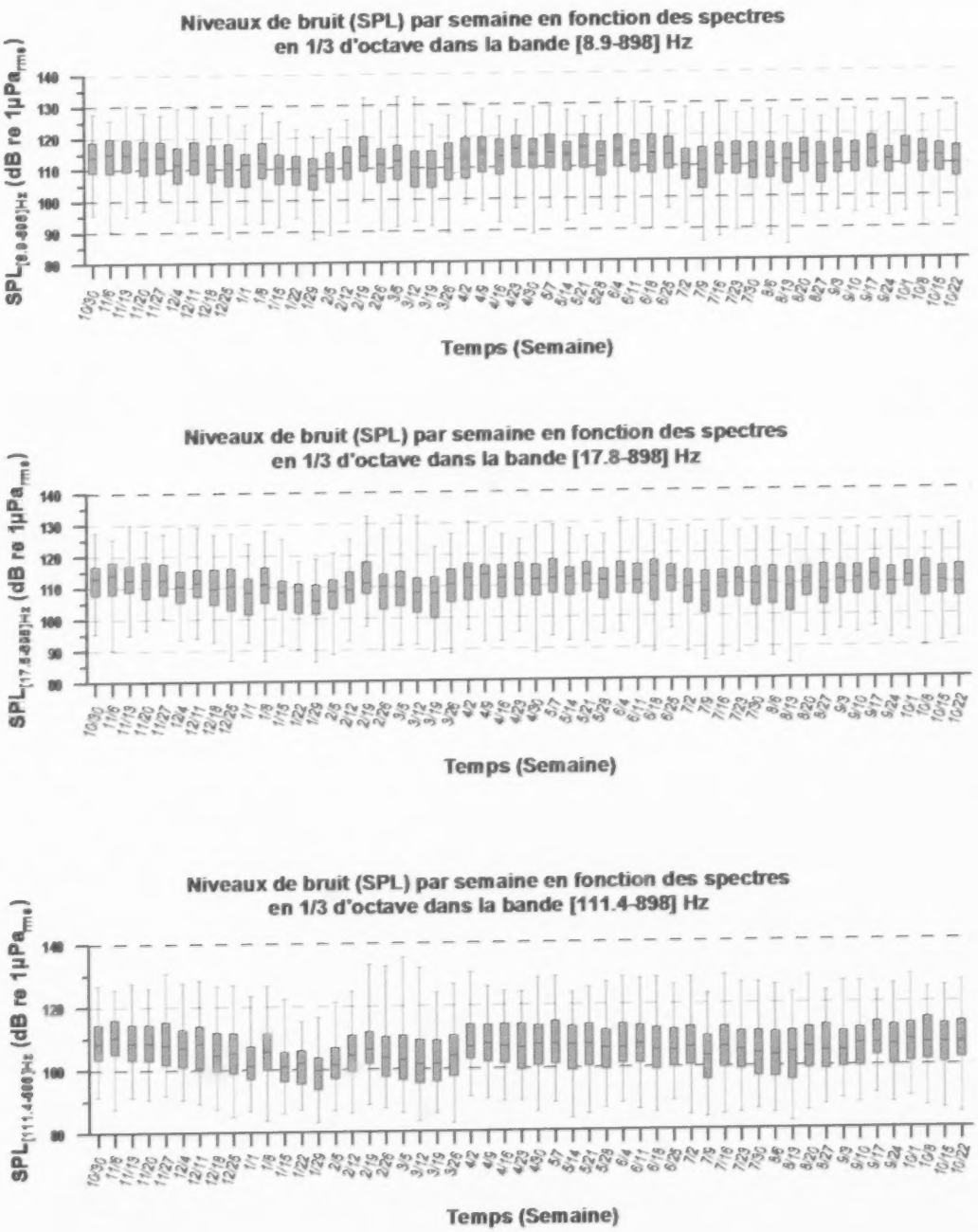


Figure 5.3.1-6. Graphiques moustaches hebdomadaires des niveaux de bruit large bande correspondant à la série annuelle de Baie-des-Sables présentée à la Figure 5.3.1-5, pour différentes bandes de fréquences.

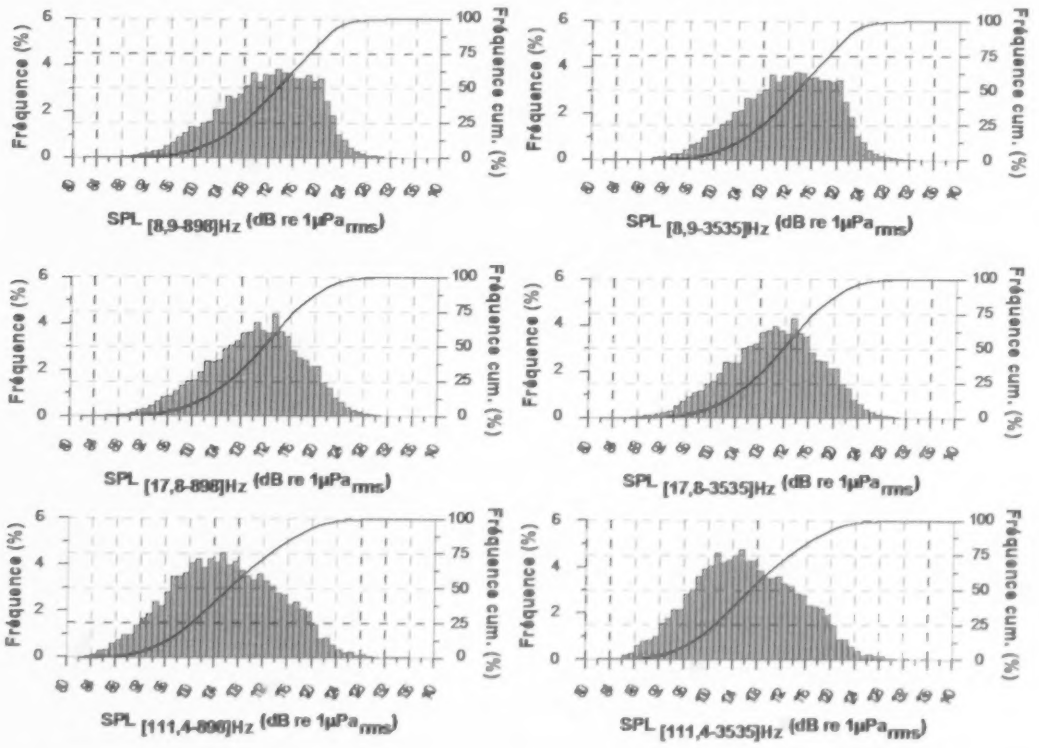


Figure 5.3.1-7. Histogrammes et fréquences cumulées des niveaux de bruit large bande correspondant à la série annuelle de Baie-des-Sables présentée à la Figure 5.3.1-5, pour différentes bandes de fréquences.

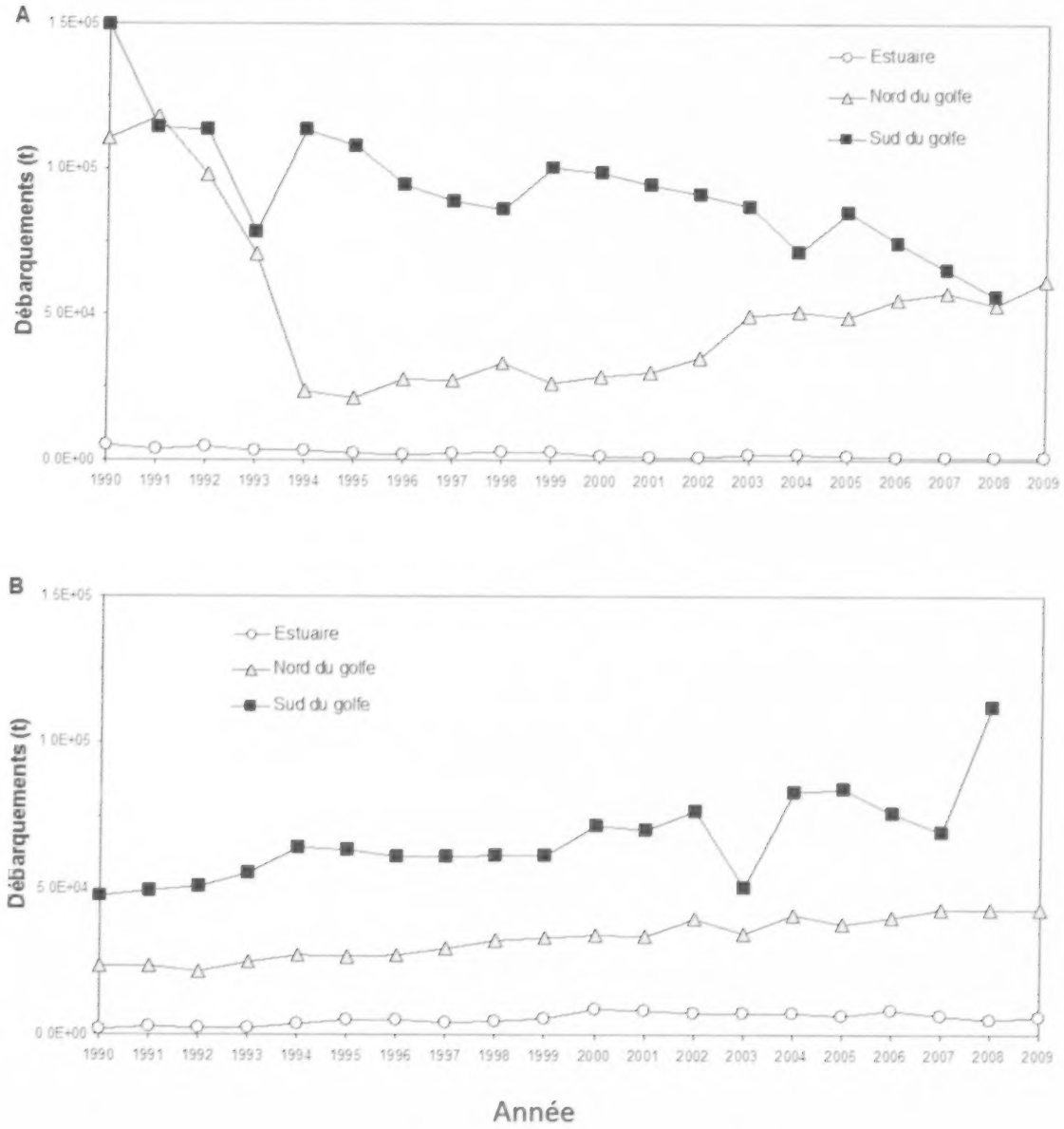


Figure 5.3.2-1. Débarquements totaux de poissons (A) et d'invertébrés (B) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

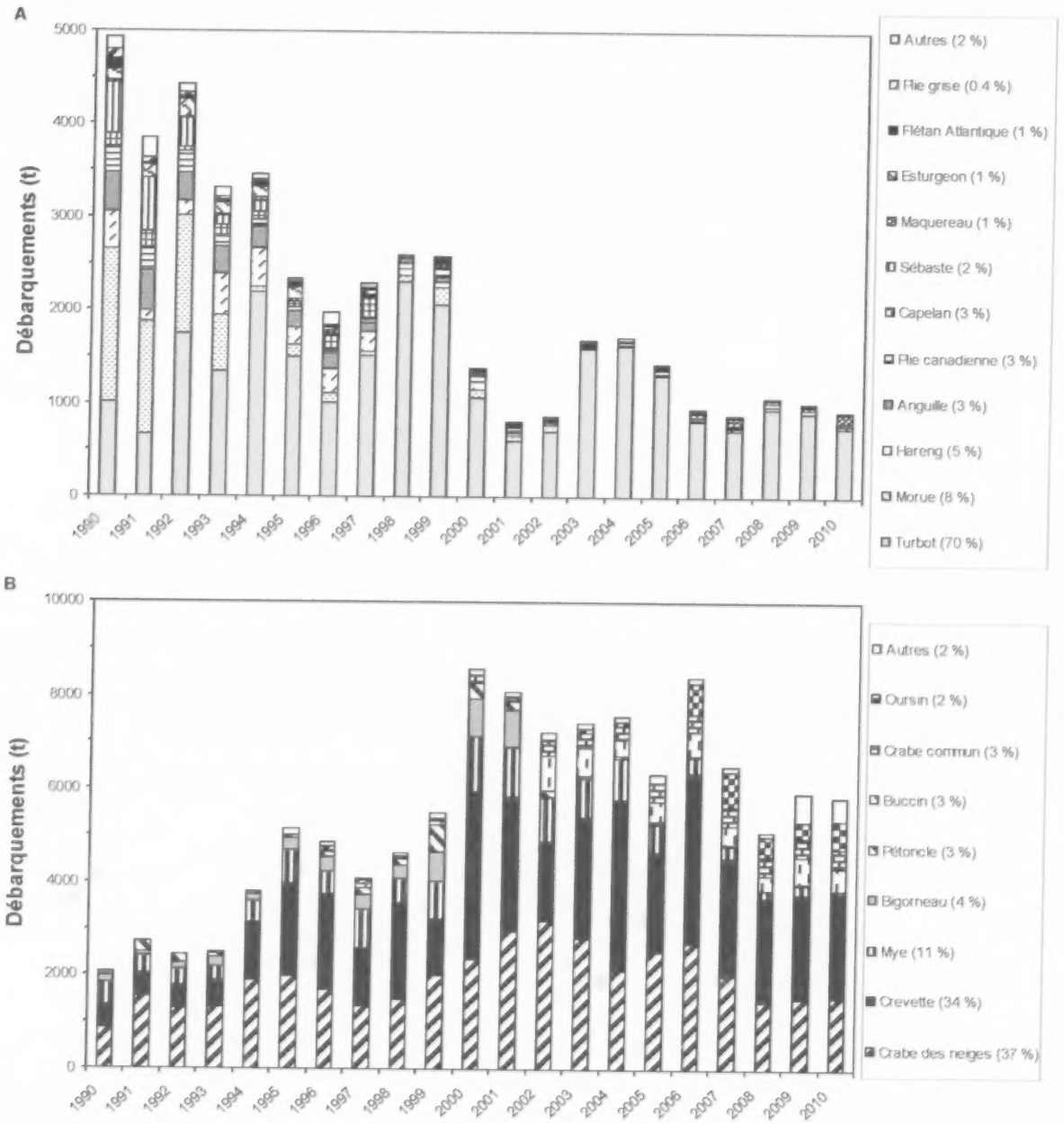


Figure 5.3.2-2. Distribution des débarquements en fonction des principales espèces de poissons (A) et de macroinvertébrés (B) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

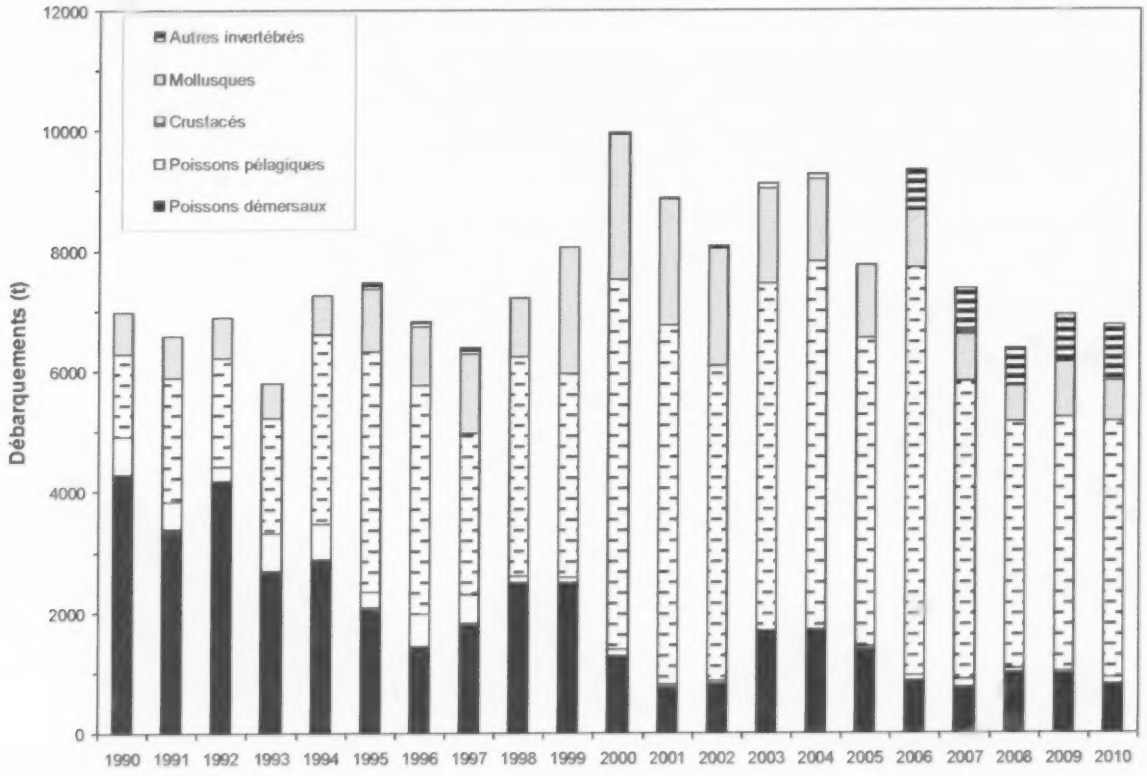


Figure 5.3.2-3. Distribution des débarquements en fonction des groupes trophiques dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

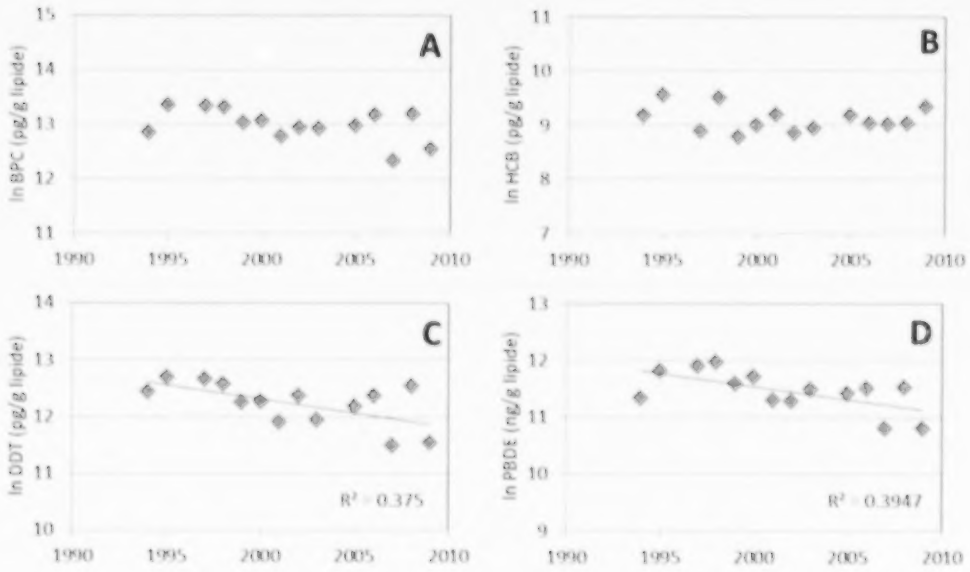


Figure 5.3.3-1. Concentrations (ng/g lipide) de (A) BPC, (B) HCB, (C) DDT et (D) PBDE chez M. norvegica prélevée dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 1994 et 2009. Les tendances temporelles significatives sont décrites par des droites de régression.

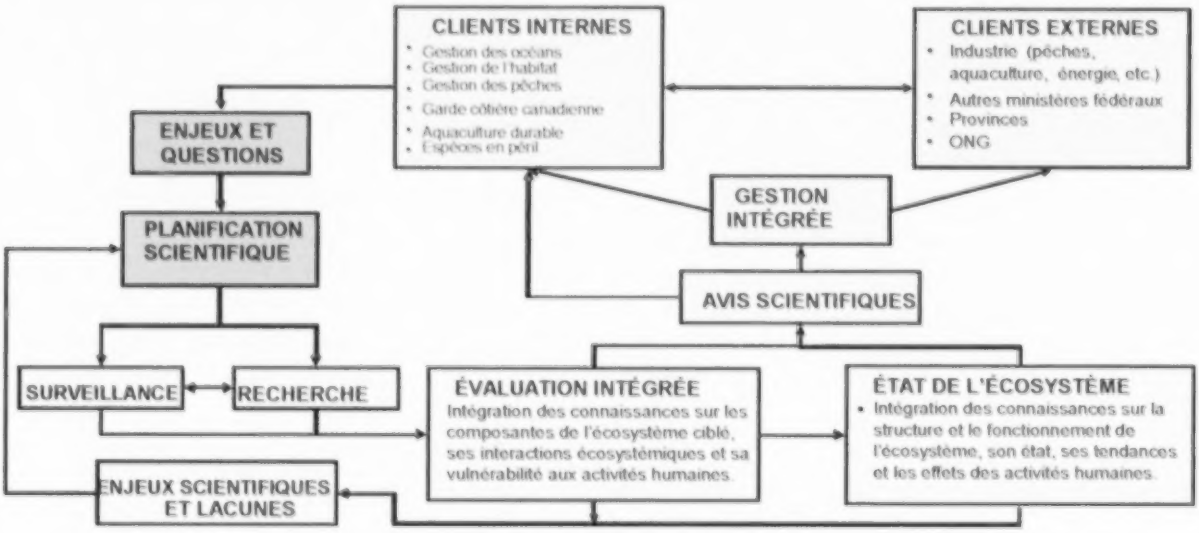


Figure 6.1-1. Cadre pour l'application de l'approche écosystémique pour un soutien à la gestion intégrée.